



Cláudia Patrícia Cavaco Porfírio
Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

**Veículos em fim de vida:
dos veículos abandonados à circularidade
do setor automóvel**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, Perfil de Engenharia de Sistemas
Ambientais

Orientador: Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos,
Professor Associado com Agregação, FCT-UNL
Co-orientador: Maria da Graça Madeira Martinho,
Professora Associada com Agregação, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor Nuno Videira
Arguente: Doutora Ana Pires
Vogal: Prof. Doutor Rui Ferreira dos Santos



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro de 2018

Veículos em fim de vida: dos veículos abandonados à economia circular

Copyright © em nome de Cláudia Patrícia Cavaco Porfírio, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

*“Society has come to realise that the term “throwaway” is misleading: in practice there is no
“away”” - (Fishbein, 1994)*

Agradecimentos

A entrega desta dissertação simboliza o fim de uma das fases da vida que vou guardar com mais orgulho e carinho: a fase universitária. O fim deste trabalho significa também o começo de uma nova etapa de desenvolvimento e crescimento profissional, a qual aguardo com um sorriso.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer ao Professor Doutor Rui Santos por me acompanhar ao longo desta experiência enquanto orientador, aconselhando-me e ajudando-me a descobrir soluções aos diversos desafios que iam surgindo.

De igual modo, agradeço à Professora Doutora Graça Martinho por ter aceitado ser minha coorientadora, demonstrando total disponibilidade na transmissão de conhecimentos.

Aos representantes ou técnicos entrevistados das duas entidades da administração central, da entidade gestora do fluxo de veículos em fim de vida, da organização não governamental e dos centros de desmantelamento e/ou fragmentação, agradeço por se disponibilizarem para me receber e por partilharem comigo o vosso conhecimento e experiência.

Ao meu melhor amigo, Marco, só posso agradecer por ser a pessoa que é. Por me apoiar incondicionalmente, incentivar e acreditar em mim mesmo quando por vezes eu tenho dificuldades em fazê-lo.

À Sara Carinhas, a minha eterna “lapinha”, agradeço por ser a minha companheira de todas as horas nestes últimos anos. A vida académica pode terminar agora, mas a nossa amizade é para o resto da vida!

À Ana Seco, agradeço o companheirismo que partilhámos nos últimos meses e por tornares esta viagem menos solitária.

À minha família, agradeço-vos por tudo o que sempre fizeram por mim. Tenho sorte em ter-vos.

Por fim, não posso deixar de agradecer a todas as pessoas que, de alguma forma, me transmitiram apoio nos últimos meses ou até mesmo nos últimos anos.

Resumo

O aumento da produção da indústria automóvel tem vindo a ser acompanhado por um aumento dos resíduos provenientes do fluxo de veículos em fim de vida (VFV). No passado, estes veículos eram frequentemente alvo de práticas de abandono ou de tratamento inadequado, representando riscos para a saúde humana e para o ambiente. Atualmente, encontram-se implementados sistemas de gestão que visam evitar e minimizar os impactes ambientais associados a este fluxo de resíduos.

Com a presente dissertação pretende-se estudar a evolução das políticas públicas de gestão de VFV, na União Europeia e em Portugal, analisando-se com maior profundidade o contexto nacional e o desempenho do seu sistema de gestão que se encontra fortemente alicerçado na Diretiva 2000/53/CE. Visa-se igualmente elaborar uma proposta de indicadores de circularidade que permitam monitorizar o enquadramento do sector automóvel na economia circular, fornecendo suporte a futuros processos de formulação e implementação de políticas públicas.

Em termos metodológicos, recorre-se à concretização de uma revisão de literatura e de realização de entrevistas semiestruturadas a *stakeholders* da cadeia de valor dos veículos, de modo a recolher o seu ponto de vista sobre o sistema de gestão e sobre propostas de indicadores de circularidade.

Na União Europeia, observou-se uma tendência inicial de adoção de acordos voluntários industriais para gestão de VFV, os quais foram eventualmente seguidos pela adoção de legislação. Portugal seguiu a mesma trajetória dos acontecimentos ao nível europeu, embora de forma um pouco mais tardia no que diz respeito ao acordo voluntário adotado. Verifica-se igualmente que ao nível de investigação científica as políticas públicas não estão a ser objeto de muita atenção. No funcionamento do presente sistema integrado de gestão de VFV, identifica-se como principal deficiência do caso português a carência de fiscalização nos centros de desmantelamento que se encontram fora da rede Valorcar, sendo necessário incrementar esta monitorização. No que diz respeito a propostas de melhoria do sistema, dá-se como exemplo a proposta de revisão do Código da Estrada, de maneira a que seja eliminada, por exemplo, a isenção que possibilita o cancelamento da matrícula de um veículo por não circulação.

Os indicadores de circularidade apresentados visam permitir a monitorização do enquadramento do sector automóvel na economia circular nas fases de *design*, utilização e fim de vida. “Duração média de uma peça automóvel ou veículo”, “modelos de negócio alternativos disponibilizados pelos fabricantes” e “custos de desmantelamento” são alguns exemplos de indicadores discutidos no presente trabalho. Uma das conclusões que se destaca é a necessidade de se exercer um maior controlo ao nível do *design* e, por isso, ao nível do fabricante, garantindo a ocorrência de esforços para melhorias nesta etapa do ciclo de vida.

Palavras-chave: veículos em fim de vida, políticas públicas, instrumentos de política de ambiente, economia circular, indicadores de circularidade

Abstract

Over time, the increase of production in the car industry has been accompanied by an increase in waste from end-of-life vehicles (ELV). In the past, these vehicles were frequently the aim of abandonment or inadequate treatment, posing risks to human health and the environment. Currently, management systems which aim to avoid and minimize the environmental impacts associated with this waste stream are implemented.

The present dissertation aims to study the evolution of the public management policy towards end of life vehicles, in the European Union and in Portugal. The Portuguese case is analysed with greater depth, as well as the performance of its management system, which is strongly supported by the Directive 2000/53/EC. Another objective of this study is to develop a proposal of circular indicators to monitor the framing of the automotive sector in the circular economy, providing support for future processes of formulation and implementation of public policy.

In terms of methodology, a literary review is carried out, as well as semi-structured interviews with stakeholders of the vehicle value chain to collect their point of view on the management system and on proposals for circular indicators.

In the European Union, there was an initial trend towards the adoption of voluntary agreements for the management of end-of-life vehicles, which was eventually succeeded by the adoption of legislation. Portugal followed the same trajectory of events as the one at the European level, albeit somewhat later regarding its voluntary agreement. It was also verified that, at the level of scientific research, public policies are not being subject of much attention. Nowadays, the major deficiency identified in the Portuguese management system is the lack of supervision in the dismantling centers that are outside of the network of the managing entity, Valorcar, which needs to be increased. Regarding the proposals made to improve the system, an example is the proposal to revise the Road Code (Código da Estrada), in order to remove, e.g., the exemption that makes it possible to cancel the registration of a vehicle for not circulating.

The circular indicators presented were designed to allow the monitoring of the framing of the car industry in the circular economy, particularly, in the design, use and end of life phases. "Average duration of a vehicle or vehicle part", "alternative business models provided by the manufacturers" and "costs of dismantling" are some examples of indicators discussed in this paper. One of the conclusions highlighted in this work is the need to exercise greater control at the design level and, therefore, at the manufacturer level, ensuring that efforts are made to achieve improvements at this stage of the life cycle.

Keywords: end of life vehicles, public policy, policy instruments, circular economy, circular indicators

Índice

1.	Introdução	1
1.1.	Enquadramento	1
1.2.	Objetivos	3
1.3.	Abordagem metodológica/organização do documento	4
2.	Revisão da Literatura	7
2.1.	Veículos em fim de vida	7
2.1.1.	Composição do veículo e tempo de vida útil	7
2.1.2.	Número de veículos em fim de vida	9
2.1.3.	Impactes ambientais	9
2.1.4.	Entrega e tratamento de um veículo em fim de vida	15
2.1.5.	Nova geração de veículos em fim de vida	18
2.2.	Instrumentos de Política de Ambiente	19
2.2.1.	Enquadramento	19
2.2.2.	Instrumentos de comando e controlo ou de regulamentação direta	20
2.2.3.	Instrumentos económicos e fiscais ou de mercado;	22
2.2.4.	Instrumentos de informação/atuação voluntária	24
2.3.	Economia Circular	25
3.	Metodologia	29
3.1.	Enquadramento	29
3.2.	Meta-análise	29
3.3.	Análise da evolução da gestão de veículos em fim de vida na União Europeia e em Portugal 30	
3.4.	Sistema de gestão de veículos em fim de vida em Portugal	31
3.5.	Propostas de indicadores de circularidade	32
4.	Resultados da Meta-análise e Discussão	33
4.1.	Características dos Estudos	33
4.1.1.	Local de Origem do Estudo	33
4.1.2.	Período de Publicação	34
4.1.3.	Temáticas Exploradas	35
5.	Análise da evolução da gestão de veículos em fim de vida e da aplicação de instrumentos de política de ambiente	39
5.1.	União Europeia	39
5.1.1.	Período pré-diretiva de veículos em fim de vida	39
5.1.2.	Período pós-diretiva de veículos em fim de vida	45
5.2.	Portugal	49
5.2.1.	Período pré-diretiva de veículos em fim de vida	49
5.2.1.	Período pós-diretiva de veículos em fim de vida	50
6.	Visão de <i>Stakeholders</i> sobre o sistema de gestão português	53
6.1.	Enquadramento	53
6.2.	Aspetos positivos	53

6.3.	Aspetos a melhorar	54
6.4.	Desafios futuros.....	55
7.	Análise do cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE em Portugal	57
7.1.	Enquadramento	57
7.2.	Prevenção.....	57
7.3.	Recolha.....	59
7.4.	Tratamento	63
7.5.	Reutilização e valorização	67
7.6.	Normas de codificação/informação de desmantelamento	69
7.7.	Relatório e informações.....	70
7.8.	Execução	71
7.9.	Síntese.....	72
8.	Propostas de melhoria do sistema do sistema de gestão português.....	75
9.	Propostas de indicadores de circularidade.....	77
9.1.	Enquadramento	77
9.2.	<i>Design</i>	77
9.3.	Utilização	79
9.4.	Fim de vida	82
10.	Conclusões	85
10.1.	Considerações Finais	85
10.2.	Limitações e Recomendações	86
	Referências Bibliográficas	89
	Anexos.....	97

Índice de figuras

Figura 2.1 - Evolução da composição material dos veículos	8
Figura 2.2 - Processo de tratamento de VFV	16
Figura 4.1 - Quantidade de artigos publicados por país, entre 1998 e 2018	33
Figura 4.2 - Distribuição do número de artigos pelo correspondente período de publicação	35
Figura 4.3 - Quantidade de artigos por temática principal	36
Figura 5.1 - Série temporal de iniciativas de gestão de VFV, na União Europeia	44
Figura 5.2 - Principais acontecimentos associados à Diretiva 2000/53/CE	46
Figura 5.3 - Evolução das políticas públicas de gestão de VFV, em Portugal	52
Figura 7.1 - Taxas de reutilização/reciclagem e reutilização/valorização, entre 2006 e 2016.....	68

Índice de tabelas

Tabela 2.1 - Quantidade total de resíduos provenientes de VFV por categorias de materiais e componentes, em 2015.....	10
Tabela 2.2 - Lista de componentes consideradas perigosas e respetivo destino	11
Tabela 2.3 - Componentes não perigosos com potencial de valorização e respetivo destino de valorização	12
Tabela 2.4 - Principais impactes de uma gestão inadequada dos VFV	14
Tabela 2.5 - Exemplos de instrumentos de política de ambiente	20
Tabela 4.1 - Distribuição dos artigos pelas temáticas secundárias	36
Tabela 4.2 - Distribuição de artigos sobre instrumentos de política de ambiente por subcategorias de tipos de instrumento e por ano de publicação	38
Tabela 5.1 - Instrumentos de política de ambiente implícitos na Diretiva 2000/53/CE	46
Tabela 7.1 - Objetivos da categoria “prevenção”	58
Tabela 7.2 - Cancelamentos de matrículas em 2016 que suscitam dúvidas.....	62
Tabela 7.3 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “recolha”	63
Tabela 7.4 - Evolução dos centros de abate da Rede Valorcar, das visitas não anunciadas, das visitas não anunciadas sem deteção de não conformidades e das auditorias intercalares	65
Tabela 7.5 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “tratamento”	66
Tabela 7.6 - Taxas de reutilização e reciclagem e de reutilização e valorização na Rede Valorcar, entre 2009 a 2017	68
Tabela 7.7 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “reutilização e valorização”.....	69
Tabela 7.8 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “normas de codificação/informações de desmantelamento”	70
Tabela 7.9 - Cumprimento dos objetivos da categoria "relatório e informações"	71
Tabela 7.10 - Cumprimento dos objetivos da categoria "execução"	72
Tabela 7.11 - Cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE	73
Tabela 9.1 - Indicadores de circularidade propostos para a etapa de design	79
Tabela 9.2 - Indicadores de circularidade propostos para a etapa de utilização.....	81
Tabela 9.3 - Indicadores de circularidade propostos para a etapa de fim de vida	84

Lista de abreviaturas e símbolos

ACEA – European Automobile Manufacturers' Association

ACORD – Automobile Consortium on Recycling and Disposal

ACP – Automóvel Club de Portugal

AIMA – Associação dos Industriais de Automóveis

AIP – Associação Industrial Portuguesa

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

CCDR – Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro

CFC – *Compagnie française des ferrailles*

CO₂ – Dióxido de carbono

DGAE – Direção-Geral de Atividades Económicas

IDIS – *International Dismantling Information System*

IGAMAOT – Inspeção-Geral da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território

IMT – Instituto da Mobilidade e dos Transportes

IUC – Imposto Único de Circulação

ONGA – Organização não Governamental de Ambiente

PCB – Bifenilos policlorados

VFV – Veículos em fim de vida

1. Introdução

1.1. Enquadramento

O automóvel constitui uma das inovações tecnológicas que mais permitiu revolucionar a sociedade, quebrando barreiras e dificuldades que outrora restringiam fortemente a mobilidade. Associado às viagens de automóvel surgiu um conceito de liberdade que no passado não existia, criando-se a possibilidade de deslocação para quase qualquer destino, em qualquer altura, com passageiros e bagagem e sem necessidade de planeamento antecipado (Kay *et al.*, 2011).

Ao longo do último século, a indústria automóvel tem sido caracterizada por um crescimento notável na sua produção, sendo de destacar o consumo intensivo de recursos naturais desta indústria (Jody *et al.*, 2010). Apenas entre os anos de 2007 e 2017, ocorreu um crescimento de 26% na produção mundial de veículos motorizados, sendo que em 2007 eram produzidos 73,1 milhões de veículos, segundo ACEA (2008). Por sua vez, o ano de 2017 apresentou uma produção de 98,9 milhões de veículos motorizados, sendo a União Europeia responsável por aproximadamente 20% desses veículos fabricados, ou seja, cerca de 19,6 milhões. A Grande China e a América do Norte constituem os maiores adversários da União Europeia no mercado de fabrico de veículos de passageiros, uma vez que contribuem com cerca de 29,1 e 17,6 milhões veículos produzidos, em 2017, respetivamente (ACEA, 2018). No relatório *Pocket Guide 2018/2019*, elaborado pela European Automobile Manufacturers' Association (ACEA, 2018), consta que apenas no ano de 2017 foram registrados, no total de 27 estados membros (exclusão da Malta), 17,5 milhões de veículos motorizados, dos quais 15,1 e 2,41 milhões correspondiam a veículos novos de passageiros (categoria M₁) e veículos comerciais novos, respetivamente. Os veículos comerciais novos referidos anteriormente incluem não só veículos comerciais ligeiros (categoria N₁), médios (categoria N₂) e pesados (categoria N₃), como também autocarros (categorias M₂ e M₃) (ACEA, 2018). É ainda de constatar que, em 2015, a União Europeia em conjunto com a Associação Europeia de Comércio Livre apresentou uma taxa de motorização de 581 veículos por 1 000 habitantes, a qual se revelava bastante superior à média mundial de 182 veículos por 1 000 habitantes (OICA, s.d.).

A 18 de setembro de 2000, a Diretiva 2000/53/CE estabeleceu o conceito de “veículo” recorrendo não só às definições das subcategorias M₁ e N₁ presentes na Diretiva 70/165/CEE, de 6 de fevereiro de 1970, como também aos veículos a motor de três rodas definidos na Diretiva 92/61/CEE, de 30 de junho de 1992, com exceção dos triciclos a motor. Acrescenta-se que as subcategorias M₁ e N₁ estão integradas nas categorias internacionais de veículos M e N, estabelecidas pela Diretiva 70/156/CEE. Após a revogação da Diretiva 70/165/CEE pela Diretiva 2007/46/CE, de 5 de setembro de 2007, um veículo passou a ser, então, definido como qualquer veículo a motor, com pelo menos quatro rodas, concebido e construído quer para o transporte de passageiros, com um máximo de oito lugares sentados para além do lugar do condutor (categoria M₁), quer para o transporte de mercadorias com massa máxima não superior a 3,5 toneladas (categoria N₁). Por outro lado, a revogação da Diretiva 92/61/CEE pela Diretiva 2002/24/CE, de 18 de março de 2002, que foi também revogada pelo Regulamento nº 168/2013, de 15 de dezembro de 2013, permitiu estabelecer que seriam também incluídos no conceito de “veículo” os veículos da categoria L2e, mais especificamente, das subcategorias L2e-P

(ciclomotores de três rodas concebidos para transporte de passageiros) e L2e-U (ciclomotores de três rodas concebidos para fins comerciais).

O descarte ou a intenção de descarte de um veículo por parte do proprietário registrado implicaram, numa fase inicial, que um veículo passasse a ser tratado como um resíduo, designando-se um veículo em fim de vida (VFV). Posteriormente, o conceito de “resíduo” foi alargado, sendo que atualmente no regime geral de gestão de resíduos presente na Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de novembro, são igualmente compreendidos os casos em que o proprietário se encontra obrigado a desfazer do resíduo, embora pudesse não ser essa a sua intenção. Deste modo, um VFV é um veículo do qual o seu detentor se desfaz ou tem a intenção ou obrigação de se desfazer.

O número e o volume de VFV conjugados com a sua composição complexa e perigosa vieram a despertar atenção para este fluxo de resíduos, colocando-o no centro de preocupações e discussões ambientais (Zorpas & Inglezakis, 2012). No que diz respeito ao número de VFV a ser gerado, prevê-se que, em 2030, os 25 estados-membros da União Europeia (à exceção da Croácia, Bulgária e Roménia) sejam responsáveis pela geração de 19 milhões de VFV. Num cômputo geral, os VFV são responsáveis por menos de 0,7% da quantidade total de resíduos produzidos na União Europeia (CEC, 2007), porém a sua relevância não deve ser menosprezada, uma vez que não só se averigua uma tendência de aumento do número de VFV, como os resíduos produzidos contêm na sua constituição substâncias perigosas. Estima-se que 25% destes resíduos detêm uma classificação de resíduos perigosos, totalizando cerca de 10% dos resíduos perigosos europeus (Fergusson & IEEP, 2006). Por outro lado, os VFV constituem importantes fontes de recuperação e reutilização de materiais (Takahashi *et al.*, 2017), representando assim não só um fluxo de resíduos problemático, mas também valioso (Gradin *et al.*, 2013). De facto, nas últimas décadas, estes veículos têm sido um dos bens de consumo com maior taxa de reciclagem associada, o que se deve essencialmente à recuperação de metais (Forton *et al.*, 2006).

Para que os impactes ambientais destes resíduos possam ser controlados e minimizados torna-se fundamental garantir a recolha e o tratamento adequado destes veículos. Caso contrário, na presença de uma gestão insuficiente ou deficiente destes resíduos, surgem externalidades ambientais negativas, nomeadamente o abandono das viaturas em locais públicos e privados, a ocorrência de poluição ambiental resultante de desmantelamento inapropriado e ainda a colocação em aterro de resíduos de fragmentação (Zoboli *et al.*, 2000). A inexistência de instalações adequadas e de equipamentos apropriados, nas companhias de desmantelamento, facilitava a ocorrência de danos ambientais em consequência de, por exemplo, derrames de óleos e fluidos que se infiltravam no solo (Smink, 2007).

No passado, a inexistência de regulação adequada favoreceu o abandono de resíduos provenientes de VFV em propriedade pública e privada (Singh *et al.*, 2017). Embora não existissem números precisos, estimava-se que o número de VFV abandonados no ambiente deveria atingir cerca de 7% do total de VFV, em determinados estados-membros (CEC, 1997). Mais recentemente, as diversas autoridades nacionais e internacionais têm tomado ações que visam a criação de regras para

a adequada gestão dos resíduos e eliminação de atividades ilegais (Fernandes, 2009). Embora a severidade do problema do abandono tenha sido reduzida com a implementação de legislação mais assertiva, continua a verificar-se uma quantidade elevada de VFV cujo paradeiro permanece desconhecido, sendo que anualmente entre 3,4 a 4,1 milhões de VFV não são sujeitos ao cancelamento de matrícula (Mehlhart *et al.*, 2011; Oeko Institute, 2016; Merz & Mehlhart, 2012). A colocação dos veículos em garagens de forma permanente ou a sua receção por operadores não licenciados são outras duas razões que poderão igualmente contribuir para a ocorrência do fenómeno em questão (Fiore *et al.*, 2012). Adicionalmente, as exportações constituem outro problema que conduz ao surgimento de lacunas de informação no número de VFV. Por exemplo, no Reino Unido, estima-se que até 30% dos VFV sejam exportados ilegalmente enquanto veículos usados para países africanos e da Europa Oriental, potenciando não só eventuais impactes ambientais por abandono ou desmantelamento inadequado em zonas com reduzida regulamentação ou até mesmo inexistente, como também a utilização extensiva de veículos inseguros ou poluidores e a perda de recursos materiais (Despeisse *et al.*, 2015).

Com o auxílio de um conjunto de metas e instrumentos, a política do ambiente tenciona proporcionar uma redução dos impactes negativos da ação antrópica sobre o ambiente. Mais concretamente, visa “induzir ou forçar os agentes económicos a adotarem posturas e procedimentos menos agressivos para o ambiente, ou seja, reduzir a quantidade de poluentes lançados no ambiente e minimizar a depleção de recursos naturais” (Lustosa & Young, 2013). No contexto de uma degradação ambiental crescente, a política do ambiente tem surgido como um meio promissor de asseguramento da proteção ambiental em diversas áreas ambientais e de gestão das problemáticas. Os VFV constituem um exemplo de uma das áreas em que a política do ambiente e os seus instrumentos têm atuado. Desejavelmente, as políticas de ambiente aplicadas devem favorecer a transição dos sectores económicos para um sistema restaurador e regenerativo, contribuindo, por conseguinte, para o abandono do modelo económico convencional, o da economia linear, e para a adoção do modelo de economia circular.

1.2. Objetivos

O presente trabalho tem como principal objetivo analisar a evolução e o desempenho das políticas públicas de ambiente associadas à gestão de VFV na União Europeia, estudando com maior ênfase o caso português, assim como o sucesso do sistema de gestão nacional que se encontra fortemente alicerçado na Diretiva 2000/53/CE. Tenciona-se igualmente propor um conjunto de indicadores que detêm o potencial de contribuir para uma análise do enquadramento do setor automóvel na economia circular, o que, por sua vez, poderá auxiliar estudos futuros sobre a elaboração de políticas de ambiente que potenciem a transição para este novo modelo económico. Mais especificamente, pretende-se:

- Realizar uma revisão sistemática e análise, com recurso à metodologia de meta-análise, aos artigos publicados em revistas científicas que abordam a temática dos instrumentos de política de ambiente aplicados na gestão de VFV;

- Analisar a evolução dos instrumentos de política relacionados com a gestão dos VFV e que permitiram reduzir o problema dos veículos abandonados. Embora o foco esteja na análise da situação em Portugal, irão ser abordadas outras experiências internacionais consideradas relevantes para desenvolver uma análise comparativa. Em concreto, pretende-se analisar a forma como os diversos instrumentos foram sendo articulados, incluindo, por exemplo, instrumentos de natureza fiscal como o Imposto Único de Circulação;
- Analisar a implementação da Diretiva 2000/53/EC em Portugal (transposta para legislação nacional), avaliando o sucesso obtido no cumprimento dos seus objetivos;
- Sugerir e analisar indicadores de circularidade para o sector automóvel que permitam estudar em que medida os instrumentos atuais contribuem para a transição deste sector para uma economia circular;

Com o intuito de enquadrar a presente dissertação com outros trabalhos existentes que vão ao encontro da temática explorada, menciona-se a dissertação de mestrado Rosa (2009), de título “Gestão de VFV: do contexto internacional à realidade portuguesa”. Rosa (2009), à semelhança da presente dissertação, explora as políticas de ambiente e sistemas de gestão internacionais, procedendo, no entanto, a uma análise mais intensiva e alargando o universo de estudo aos sistemas de gestão americano e japonês. Em contrapartida, a presente dissertação inova ao utilizar uma metodologia de meta-análise para estudar a atenção dedicada aos instrumentos de política de ambiente na gestão de VFV. Contribui positivamente ao proceder não só a uma análise aos aspetos positivos, aspetos a melhorar e futuros desafios do sistema de gestão português de VFV, como também ao proceder a uma análise ao cumprimento dos diversos objetivos da Diretiva 2000/53/CE. Por fim, distingue-se ainda por incorporar uma vertente de estudo que incide sobre a economia circular, mais especificamente, ao sugerir e avaliar indicadores de análise do enquadramento do sector automóvel na economia circular.

1.3. Abordagem metodológica/organização do documento

A presente dissertação encontra-se estruturada em 10 capítulos, sendo que a informação apresentada provém de artigos científicos, relatórios de organizações nacionais e internacionais, legislação e entrevistas semiestruturadas a *stakeholders* da cadeia de valor dos veículos em fim-de-vida. Os capítulos são complementados não só por uma secção inicial, da qual fazem parte o resumo, o *abstract*, os índices e a lista de abreviaturas e símbolos, como também por uma secção final onde constam as referências bibliográficas e os anexos.

No primeiro capítulo, expõe-se a problemática sobre a qual recai o presente trabalho, apresentando-se ainda os seus objetivos e a abordagem metodológica tomada, assim como a estruturação da dissertação em questão.

No segundo capítulo, é apresentada uma revisão literária onde se explora a composição e o tempo de vida útil dos veículos, o número de VFV, os impactes ambientais, os processos de entrega e tratamento dos VFV e também as futuras alterações que se preveem que aconteçam na frota de VFV e desafios em resultado da entrada de uma nova geração de veículos. Paralelamente, discute-se as diferentes tipologias de instrumentos de política de ambiente e o conceito de economia circular.

No terceiro capítulo, apresenta-se a metodologia utilizada no decorrer desta dissertação.

No quarto capítulo, analisa-se não só a atenção dedicada à aplicação de instrumentos de política de ambiente, como também as tipologias de instrumentos mais utilizadas na gestão de VFV, tendo por base uma revisão literária de artigos científicos, com recurso a uma metodologia de meta-análise.

No quinto capítulo, analisa-se a evolução da aplicação dos instrumentos de política de ambiente na União Europeia e em Portugal, adotando uma perspetiva temporal focada no que ocorreu antes e após a diretiva europeia de VFV.

No sexto capítulo, analisa-se o presente sistema de gestão português de VFV com base na visão dos *stakeholders* entrevistados, o que foi possível através da realização de entrevistas semiestruturadas.

No sétimo capítulo, analisa-se o sucesso na implementação e cumprimento dos objetivos da Diretiva Europeia de VFV no contexto nacional.

No oitavo capítulo, procede-se à sugestão de propostas de melhoria para o sistema de gestão de VFV português tendo em atenção as conclusões alcançadas nos capítulos sexto e sétimo.

No nono capítulo, são apresentadas propostas de indicadores que visam auxiliar futuras análises ao enquadramento do sector automóvel numa economia circular.

No décimo capítulo, são formuladas considerações finais e fornecidas orientações e recomendações para futuros trabalhos, discutindo-se ainda eventuais limitações do presente trabalho.

2. Revisão da Literatura

2.1. Veículos em fim de vida

2.1.1. Composição do veículo e tempo de vida útil

Desde a criação do primeiro veículo até aos modelos mais recentes, diversos têm sido os materiais utilizados na conceção de um veículo, quer em maiores ou menores quantidades, tal como é o caso: do aço, do alumínio, do plástico, da madeira, do papel, do cartão, dos têxteis, da borracha e da tinta (Bellmann & Khare, 1999). As preocupações ambientais, acompanhadas por regulamentações, têm atuado enquanto uma das principais forças impulsionadoras de alterações na fase de projeção dos veículos. Em particular, as normas de emissões de CO₂ respetivas à fase de uso têm originado alterações na composição material dos veículos por parte da indústria automóvel, incentivando a uma transição para a utilização de materiais cada vez mais leves (Passarini *et al.*, 2012).

Desde os anos 60, tem ocorrido uma diminuição da quantidade de metais ferrosos acompanhada por um aumento da quantidade de metais não ferrosos e de polímeros (Passarini *et al.*, 2012). O plástico e o alumínio, materiais de utilização cada vez mais frequente, possibilitam a ocorrência de gastos inferiores de energia e de emissões de gases mais reduzidas, em consequência da leveza destes materiais (Gerrard & Kandlikar, 2007). Embora no passado tenha desempenhado um papel de natureza mais secundária, a utilização de plástico tem vindo a adquirir uma maior relevância na estrutura e funcionamento de um veículo (Zhang & Chen, 2014). De facto, as suas características de flexibilidade de *design*, baixo custo e leveza foram responsáveis pelo papel de destaque atual que o plástico detém na fabricação dos veículos (Bellmann & Khare, 1999). No entanto, a incorporação deste material mais leve surge com um “senão”, uma vez que, apesar de permitir um menor consumo de combustível, se encontra associado a uma reciclabilidade mais limitada (Passarini *et al.*, 2012), sendo que os materiais que o antecederam eram de reciclagem mais fácil (*e.g.*, metal) ou produzidos a partir de fontes renováveis (*e.g.*, madeira) (Gerrard & Kandlikar, 2007). A reciclagem do plástico é limitada em parte pela sua dificuldade de extração, intensa necessidade de recursos humanos e custos elevados, pelo que somente algumas partes de plástico são submetidas a processos de reciclagem, por exemplo, o para-choques e o painel de controlo. Por outro lado, o alumínio, metal não ferroso, é inteiramente reciclável, possuindo ainda a vantagem de se verificar a existência de mercados secundários para este material (Zoboli *et al.*, 2000). Os materiais compósitos são também utilizados com grande expressão pela indústria automóvel por permitirem reduzir a massa média de um veículo, porém a sua reciclagem revela-se de maior dificuldade quando comparada à dos plásticos (Yang *et al.*, 2012).

Constata-se, assim, que a redução dos impactes numa determinada fase do ciclo de vida de um produto pode implicar um agravamento dos impactes numa outra fase. Ou seja, apesar do facto do fabrico de viaturas mais leves permitir diminuir o consumo de petróleo e das emissões associadas, mais tarde terá implicações menos positivas, uma vez que estão a ser substituídos materiais facilmente recicláveis por outros com menor potencial de reciclagem (Vermeulen *et al.*, 2011).

A evolução da composição material dos veículos é perceptível na Figura 2.1, elaborada por Passarini *et al.* (2012), que utilizou como informação de base os documentos COM *Report* (2007);

GHK/BIOIS (2006) e Jody *and* Daniels (2006). A evolução incide sobre o período temporal de 1960 a 2015, tendo os valores de 2015 resultado de uma estimativa efetuada pelos autores. Uma breve análise permite constatar que a quantidade de metais ferrosos sofreu um decréscimo entre 1960 e 2015, de cerca de 80% para 65%, da massa total de um veículo. Inversamente, e nesse mesmo período de tempo, a incorporação de plásticos e metais não ferrosos aumentou, os metais não ferrosos de cerca de 4% para 9%, e os plásticos de cerca de 4% para 12%.

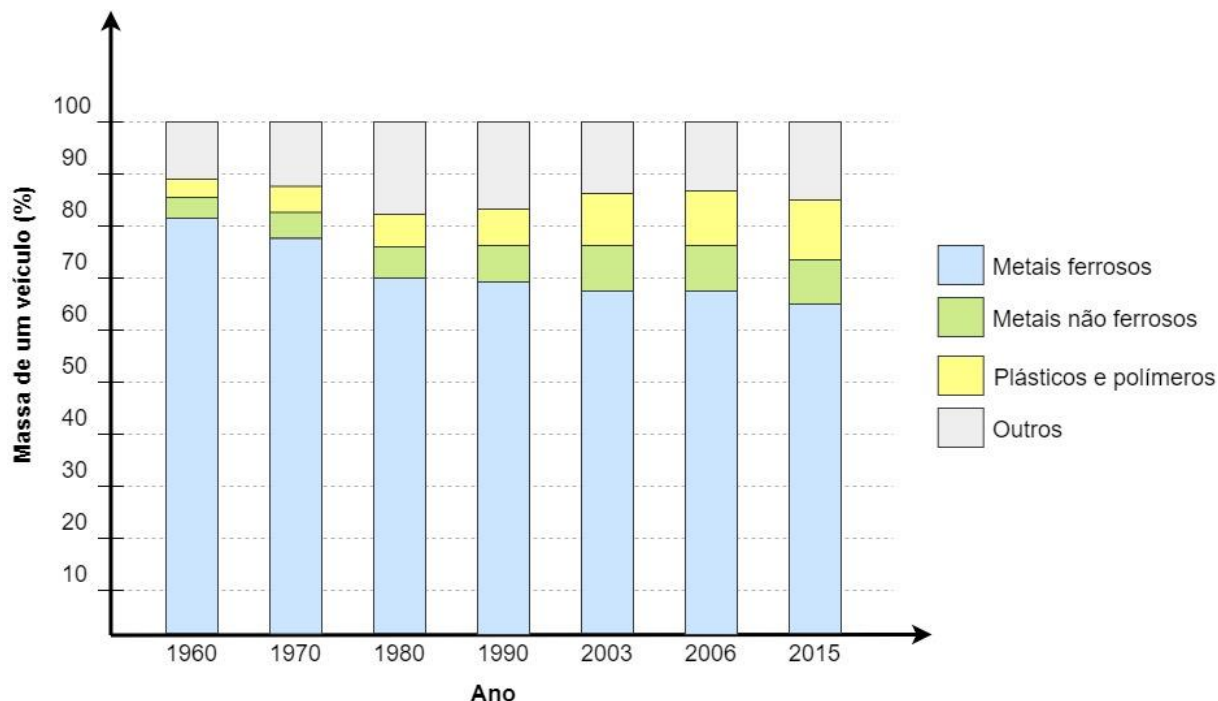


Figura 2.1 - Evolução da composição material dos veículos (Adaptado de: Passarini *et al.*, 2012)

É importante clarificar que embora tenha vindo a ocorrer uma maior incorporação de materiais mais leves, a tendência atual é a de aumento da massa dos veículos, devido à crescente introdução de componentes adicionais que visam a melhoria do conforto e da segurança dos veículos, ou até mesmo para a redução de impactes ambientais, como é o caso dos catalisadores (Passarini *et al.*, 2012).

O tempo de vida útil de um veículo pode diferir significativamente consoante a área geográfica analisada, destacando-se a Suécia e a Irlanda como exemplos desta disparidade entre países. Mais concretamente, enquanto, em 2004, a Suécia detinha uma frota de veículos com um tempo médio de vida de aproximadamente 18 anos, a frota da Irlanda contrastava ao apresentar apenas cerca de 11 anos de vida útil (Andersen *et al.*, 2007). Ao longo do tempo, alguns autores têm vindo a mencionar, de forma mais generalista, valores para o período de vida útil dos veículos (*e.g.* Zoboli *et al.*, 2000; Kanari *et al.*, 2003; Mazzanti & Zoboli, 2006; Vermeulen *et al.*, 2011), sendo plausível concluir que este período incide maioritariamente entre 10 a 15 anos de vida útil. Uma vez concluído o seu período de utilidade, um veículo passa a constituir um resíduo, no entanto o envolvimento de uma viatura num acidente nem sempre possibilita a conclusão do período de vida útil em circunstâncias normais, tornando-se num veículo em fim de vida prematuro (Orsato, 2001).

2.1.2. Número de veículos em fim de vida

Autores distintos têm vindo a mencionar diferentes quantidades de VFV produzidas em território europeu, revelando divergência entre dados. Como exemplo, indica-se a estimativa de 14 milhões de VFV, para o ano de 2010, fornecida pela Agência Europeia do Ambiente (AEA), em 2008, através de um modelo de projeção que incluía somente 25 estados-membros (não contabilizando a Bulgária, a Roménia e a Croácia que à data não fazia parte da União Europeia) (Andersen *et al.*, 2008). Em contraste, para o ano de 2010, a *Eurostat* reportou uma produção de cerca de 7 milhões de VFV para os 27 estados-membros, constituindo metade do valor apontado (Eurostat, 2018a). Uma das razões em parte responsável por esta disparidade de resultados poderá ser a inexistência de informação detalhada, em diversos estados-membros, sobre a quantidade de veículos cuja matrícula foi cancelada por terem atingido o seu fim de vida, não sendo discriminados outros usos (e.g., exportação para segunda mão) (Schneider *et al.*, 2010). De facto, o modelo da AEA não contabiliza importações e exportações, sendo referido no próprio relatório que deveriam ser deduzidos 2 milhões de veículos ao valor total, pois esse valor corresponderia ao número de veículos exportados. Por sua vez, adotando uma perspetiva não europeia, mas sim global, no artigo elaborado por Sakai *et al.* (2014) foi estimada uma produção de 40 milhões de VFV relativamente ao ano de 2010. No entanto, é necessário acautelar para o facto de apenas terem sido contabilizados os países que detinham mais de 10 milhões de unidades de propriedade automóvel e que possuíam um número total de propriedade automóvel superior ao cancelamento de matrículas, em 2010. Assim, tendo em consideração que determinados países foram excluídos, é de deduzir que o número de veículos se revele superior a 40 milhões. Com o aumento do número de veículos colocados no mercado, é natural que o número de VFV venha igualmente a revelar um crescimento nos próximos anos (Smink, 2007). Em Andersen *et al.* (2008) prevê-se que, em 2030, os 25 estados-membros da União Europeia referidos anteriormente sejam responsáveis pela geração de 19 milhões de VFV.

2.1.3. Impactes ambientais

O aumento crescente do número de veículos fabricados tem consequentemente implicado um aumento do fluxo de VFV e dos respetivos resíduos a necessitarem de tratamento, o que pode ser preocupante na ausência de uma gestão adequada. De maneira a conceber uma visão mais exploratória da quantidade de resíduos a ser gerada, considerou-se de interesse determinar, por categorias de materiais e de certas componentes, a massa de resíduos gerados por VFV, em 2015. Para tal, recorreu-se à composição material, em percentagem, apresentada pela CEC (2007), a qual diz respeito aos VFV provenientes da União Europeia, em 2015. Assumiu-se ainda que, na União Europeia, a massa média de um veículo em fim de vida corresponderia a 1 025 kg, no ano de 2015, tal como estimado por GHK & *Bio Intelligence Service* (2006). Considerou-se o valor anteriormente referido admissível, visto que é próximo ao valor de 1 024 kg que representa a massa média de um VFV, nos 28 estados-membros, entre 2012 e 2015, consoante os dados reportados pela *Eurostat* (2018b). A Tabela 2.1 apresenta, então, a quantidade total de resíduos de VFV produzida na União Europeia, em 2015, por categorias de materiais e componentes, onde é possível observar que os metais ferrosos e os polímeros contribuíram com aproximadamente 4,1 e 0,55 milhões de toneladas, respetivamente.

Tendo em atenção que a incorporação de polímeros no fabrico dos veículos está a aumentar, a tendência será de incremento da quantidade dos resíduos polímeros e redução dos resíduos ferrosos.

Tabela 2.1 - Quantidade total de resíduos provenientes de VFV por categorias de materiais e componentes, em 2015

Materiais/Componentes	Composição material de VFV em 2015 (%) (CEC, 2007)	Composição material de um VFV em 2015 (kg/ano)	Quantidade total de resíduos em 2015 (t/ano)
Metais ferrosos	66	676,5	4 050 328
Metais não ferrosos	9	92,3	552 317
Polímeros	12	123,0	736 423
Pneus	3	30,8	184 106
Vidro	2	20,5	122 737
Baterias	1	10,3	61 369
Fluídos	2	20,5	122 737
Têxteis	1	10,3	61 369
Borracha	2	20,5	122 737
Outros	2	20,5	122 737
Total	100	1025	6 136 861

Para além da quantidade de resíduos gerados, os VFV possuem na sua composição diversos componentes que apresentam características de perigosidade e que, por conseguinte, podem representar um risco para o ambiente e para a saúde humana. Neste contexto, a Tabela 2.2 apresenta uma listagem dos componentes classificados como perigosos num VFV, procedendo igualmente a uma identificação das suas características de perigosidade e a uma descrição do destino que lhes é concedido pela entidade portuguesa gestora dos VFV, Valorcar. Por sua vez, na Tabela 2.3, apresenta-se uma listagem de componentes que apresentam potencial de valorização e não detêm características de perigosidade.

Embora os VFV constituam um fluxo específico de resíduos e possuam a sua própria entidade gestora, os óleos lubrificantes, os fluídos de travões, as baterias e os pneus integram as suas próprias categorias de fluxos de resíduos, as quais são geridas segundo o regime da responsabilidade alargada do produtor. Estes resíduos pertencentes a fluxos específicos são encaminhados para as respetivas entidades gestoras. A Sociedade de Gestão Integrada de Óleos Lubrificantes (SOGILUB) é a entidade responsável pela gestão do fluxo dos óleos usados, em particular, dos óleos dos veículos e do fluído dos travões. Por sua vez, as baterias integram-se no fluxo das pilhas e acumuladores, para o qual se encontram licenciadas cinco entidades gestoras, embora com diferentes âmbitos de atuação. Mais especificamente, no caso das baterias de veículos, a Valorcar, a GVB e a Baterias Autosil apresentam-se como as entidades responsáveis pela sua gestão. Por último, os pneus enquadram-se no fluxo dos pneus usados, cuja gestão foi concedida à entidade Valorpneu (APA, s.d.).

Tabela 2.2 - Lista de componentes consideradas perigosas e respetivo destino (Valorcar, 2015)

Componentes Perigosos	Característica de Perigosidade	Destino
Bateria de arranque (SLI)	Corrosivo	Reutilização para o mesmo fim ou reciclagem para recuperação e aproveitamento dos diferentes materiais que fazem parte da bateria (eletrólito, chumbo e plástico). O eletrólito é encaminhado para uma ETAR ou convertido em soda cáustica (que será utilizada, por exemplo, para detergentes ou têxteis). O chumbo pode ser utilizado para produzir novas baterias ou outros produtos, como cartuchos de caça. O plástico é usado, por exemplo, no fabrico de novas caixas de baterias, mobiliário urbano, tubos de rega ou vasos para plantas.
Bateria de tração (veículos híbridos e elétricos)	Corrosivo, inflamável e eletrocutável	Reutilização para o mesmo fim ou reciclagem para recuperação e aproveitamento dos diferentes materiais que fazem parte da bateria (e.g., metais como o alumínio, níquel e o cobalto).
Componentes identificados como contendo mercúrio	Tóxico	O mercúrio recuperado é encaminhado para a indústria química.
Fluido do ar condicionado	Tóxico, nocivo e inflamável	Recuperação do fluido térmico R134a (tetrafluoretano) para utilização noutros veículos e encaminhamento do fluido térmico R12 para incineração.
Depósito de gás de petróleo	Nocivo e inflamável	O depósito é encaminhado para reciclagem em siderurgias, de modo a ser utilizado como matéria-prima para artigos metálicos. O GPL ainda presente no depósito é reutilizado para o mesmo fim.
Óleos lubrificantes (do motor e da caixa de velocidades)	Tóxico e inflamável	Após tratamento prévio, podem ser encaminhados para: valorização energética em caldeiras industriais (e.g., na indústria cerâmica), produção de um combustível semelhante ao gasóleo e produção de óleos base.
Óleo da direção assistida	Tóxico e inflamável	Semelhante ao dos óleos lubrificantes
Óleo dos amortecedores	Tóxico e inflamável	Semelhante ao dos óleos lubrificantes
Fluido dos travões	Tóxico, corrosivo e inflamável	Semelhante ao dos óleos lubrificantes

(continua na página seguinte)

(continuação)

Componentes Perigosos	Característica de Perigosidade	Destino
Combustível	Nocivo e inflamável	Reutilização para o mesmo fim (e.g., em empilhadores) ou para outros fins (e.g., lavagem de peças reutilizáveis).
Líquido de Arrefecimento	Tóxico	Reutilização para o mesmo fim ou recuperação do constituinte monoetilenoglicol presente no líquido, para produção de novo líquido de arrefecimento (a viabilidade está dependente do teor do constituinte referido).
Filtro de Óleo	Tóxico e inflamável	O corpo metálico do filtro é encaminhado para reciclagem em siderurgia, onde será utilizado como matéria-prima para artigos metálicos (e.g., vigas para a construção civil). O óleo ainda presente no filtro é submetido ao mesmo processo de valorização dos óleos lubrificantes.
Componentes pirotécnicos (airbags e pré-tensores dos cintos de segurança)	Explosivo	Não se deve reutilizar estes equipamentos por colocarem em risco a segurança dos ocupantes do veículo. O tecido de nylon ou poliamida é passível de ser reciclado.
Resíduos de fragmentação	Inflamável	Deposição em aterro ou valorização por coincineração em fornos de cimento.

Tabela 2.3 - Componentes não perigosos com potencial de valorização e respetivo destino de valorização (Valorcar, 2015)

Componentes não perigosos com potencial de valorização	Destino de Valorização
Pneus	Reutilização para o mesmo fim ou outras utilizações (e.g., molhes marítimos, obras de construção civil), recauchutagem, reciclagem ou valorização energética
Catalisadores	Reutilização para o mesmo fim ou reciclagem, sendo que o aço fundido é encaminhado para siderurgias para ser utilizado como matéria prima (e.g., para o fabrico de vigas para a construção civil) e os metais preciosos fundidos são utilizados para fabrico de novos catalisadores ou joias
Peças para reutilização (e.g., motor, alternador e caixa de velocidades)	Reutilização direta ou após recondicionamento

(continua na página seguinte)

Componentes não perigosos com potencial de valorização	Destino de Valorização
Para-choques	Reutilização para o mesmo fim ou reciclagem para fabrico de novos produtos plásticos.
Vidros	Reutilização (de forma isolada ou por integração noutra componente, e.g. porta) ou reciclagem seguida de encaminhamento do produto para as indústrias vidreiras e cerâmicas, onde é utilizado como matéria-prima. As indústrias de tintas e vernizes especiais, de abrasivos e de construção civil estão igualmente aptas a receber este produto.
Bancos	Reutilização caso exista potencial (Valorcar, 2010), caso contrário são mantidos nas carcaças e encaminhados para centros de fragmentação. Os metais ferrosos e os metais não ferrosos são enviados para siderurgias e fundições, respetivamente. A espuma e o têxtil integram os resíduos de fragmentação.
Carcaças	Os metais ferrosos são enviados para siderurgias para serem utilizados como matéria-prima (e.g., para o fabrico de vigas de construção) e os metais não ferrosos são enviados para fundições, onde são fundidos para servirem como matéria-prima (e.g., para o fabrico de utensílios de cozinha).

Uma correta compreensão da natureza e extensão da problemática dos VFV requiere a identificação dos impactes ambientais associados a estes resíduos aquando duma gestão ausente ou insuficiente. A Tabela 2.4 apresenta os impactes e consequências originados por uma gestão inadequada ou até mesmo ilegal dos resíduos de VFV, sendo que o abandono de uma viatura em via pública ou privada pelo seu proprietário/detentor constitui a primeira situação causadora de danos ambientais e de insalubridade. Após o seu abandono, as viaturas podem tornar-se o refúgio de diferentes espécies de animais, em particular, de espécies tipicamente associadas à proliferação de doenças, como é o caso dos ratos (SIC, s.d.). Uma vez abandonados, poderá suceder a lixiviação de componentes como fluídos, óleos e ácido de baterias, conduzindo à contaminação dos solos e dos lençóis freáticos, colocando, assim, a saúde humana em risco. Os veículos abandonados são também responsáveis por degradação da paisagem, uma vez que originam um impacte visual negativo (Vieira, 2013). Ao não se entregar os VFV nas instalações de tratamento autorizadas está-se a impedir que os seus materiais possam ser reutilizados ou valorizados, contribuindo para a depleção de recursos materiais. Esta perda de recursos materiais revela-se preocupante numa época em que a escassez de recursos naturais se torna cada vez mais evidente.

A entrega de um veículo a um operador de gestão destes resíduos pode também acarretar riscos para a saúde pública e contaminação ambiental caso as instalações não cumpram os requisitos mínimos para funcionamento, uma vez que situações de armazenagem desordenada em solo desprotegido (empilhamento de viaturas) ou práticas de desmantelamento inadequadas podem originar a libertação de componentes e substâncias perigosas que poderão provocar contaminação dos solos, água e ar (Fernandes, 2009). Um dos perigos a destacar, proveniente de práticas de desmantelamento inadequadas, é a libertação de uma quantidade remanescente do fluido R134a (também designado HFC-134a), presente no ar condicionado de um veículo, para a atmosfera, o qual irá constituir um gás de efeito estufa, potenciando o aquecimento global (Wimberger & Williams, s.d.). Segundo Myhre *et al.* (2013), num período temporal de 100 anos, este fluido tem um potencial de aquecimento global de 1 300.

Devido à existência de um mercado mais lucrativo para determinadas frações materiais, o aproveitamento dos VFV para recuperação única da fração metal pode constituir uma prática aliciante, existindo o risco de descarte dos restantes materiais que detêm um valor económico mais reduzido. Este tipo de atividade apresenta riscos severos para a saúde pública e para o ambiente, uma vez que para além de ser descartado no meio uma elevada quantidade de materiais com características de perigosidade (óleos, fluidos, baterias, etc.), são perdidos materiais com um potencial de reutilização ou valorização.

Tabela 2.4 - Principais impactes de uma gestão inadequada dos VFV

Origem	Impactes	Consequência
Abandono de veículos	<ul style="list-style-type: none"> - Habitat para espécies indesejáveis, como ratos e vermes (CDEH, 2002; SIC, s.d.) e libertação de componentes perigosos, como fluidos e óleos, para os solos, águas (Fernandes, 2009) e ar - Impacte visual negativo (Vieira, 2013) - Desvio de substâncias ou componentes potencialmente reutilizáveis ou valorizáveis 	<ul style="list-style-type: none"> - Riscos para a saúde pública e contaminação ambiental (Fernandes, 2009) - Degradação da paisagem - Depleção de recursos materiais
Armazenagem desordenada em solo desprotegido	<ul style="list-style-type: none"> - Libertação de componentes perigosos, como óleos e outros fluidos, para os solos e água (Fernandes, 2009) 	<ul style="list-style-type: none"> - Riscos para a saúde pública e contaminação ambiental (Fernandes, 2009)
Práticas de desmantelamento inadequadas	<ul style="list-style-type: none"> - Libertação de componentes perigosos, como óleos e outros fluidos, para os solos, ar e água (Fernandes, 2009) 	<ul style="list-style-type: none"> - Riscos para a saúde pública e contaminação ambiental (Fernandes, 2009)

(continua na página seguinte)

Origem	Impactes	Consequência
Recuperação de metais e abandono das frações não metálicas	<ul style="list-style-type: none"> - Libertação de componentes perigosos, como fluidos e óleos para os solos, ar e água (Fernandes, 2009) - Desvio de substâncias ou componentes potencialmente reutilizáveis ou valorizáveis 	<ul style="list-style-type: none"> - Riscos para a saúde pública e contaminação ambiental (Fernandes, 2009) - Depleção de recursos materiais

Não deixa de ser fundamental reforçar a ideia de que os aterros sanitários não devem ser encarados como a solução ideal para o destino final dos resíduos de fragmentação, devendo-se privilegiar alternativas que permitam o reaproveitamento destes materiais. Uma vez depositados em aterro, os resíduos de fragmentação (que constituem cerca de 20 a 25% da massa de um VFV, segundo Cossu & Lai, 2015) irão contribuir para uma redução do espaço disponível. Por outro lado, a produção de lixiviados revela-se uma situação crítica, tendo em consideração as características de perigosidade destes mesmos resíduos, nomeadamente a presença de substâncias perigosas na sua composição, como é o caso de metais como o zinco, cobre, cádmio (Nourreddine, 2007).

Para finalizar, embora se tenha abordado essencialmente os impactes associados ao fim de vida dos veículos, é fundamental ter em atenção que as diferentes fases do ciclo de vida de um veículo são geradoras de danos ambientais considerativos, pelo que se deve adotar uma abordagem integrada destes impactes ambientais ao longo de todo o ciclo. O consumo de recursos, a emissão de gases atmosféricos e a geração de resíduos constituem impactes resultantes da fase de fabrico de peças e montagem; o consumo de energia e emissões de gases de efeito estufa e outros poluentes ocorrem durante a fase de utilização e, por fim, quando o veículo atinge o fim da sua vida útil, verifica-se ainda a produção de resíduos e libertação de substâncias perigosas (Vermeulen *et al.*, 2011).

2.1.4. Entrega e tratamento de um veículo em fim de vida

Findo o seu período de utilidade, um veículo deve ser ou entregue num centro de receção, que encarregar-se-á do encaminhamento para um centro de desmantelamento, ou diretamente entregue num centro de desmantelamento para que a sua matrícula possa ser cancelada e este resíduo possa ser tratado, evitando danos ambientais.

Os centros de desmantelamento ao receberem um veículo iniciam o processo de cancelamento do registo de um veículo, emitindo um certificado de destruição para o último proprietário. Em Portugal, é exigida a apresentação do cartão de cidadão ou bilhete de identidade e a entrega dos originais do livrete e do título de registo de propriedade do veículo (ou o certificado de matrícula), sendo ainda necessário preencher o impresso modelo 9 do Instituto da Mobilidade e dos Transportes (IMT). De seguida, o centro de abate emite o certificado de destruição e entrega-o imediatamente ao proprietário/detentor, que fica assim livre de responsabilidades. Por fim, o centro de abate remete ao IMT uma cópia do certificado de destruição, acompanhada da documentação do veículo e do seu proprietário, que por sua vez irá proceder ao cancelamento da matrícula e comunicar tal facto à

Conservatória do Registo Automóvel para que se proceda também ao cancelamento do registo de propriedade (Valorcar, s.d.-a).

Após a entrega do veículo e emissão do certificado de destruição, inicia-se o seu tratamento, tal como se encontra explicitado na Figura 2.2. De acordo com a definição que consta no Decreto-Lei nº 152-D/2017, de 11 de dezembro, entende-se por tratamento de um veículo em fim de vida “(...) qualquer atividade realizada após a entrega do VFV numa instalação para fins de desmantelamento, fragmentação, valorização ou preparação para a eliminação dos resíduos fragmentados e quaisquer outras operações realizadas para fins de valorização e ou eliminação de VFV e dos seus componentes”.

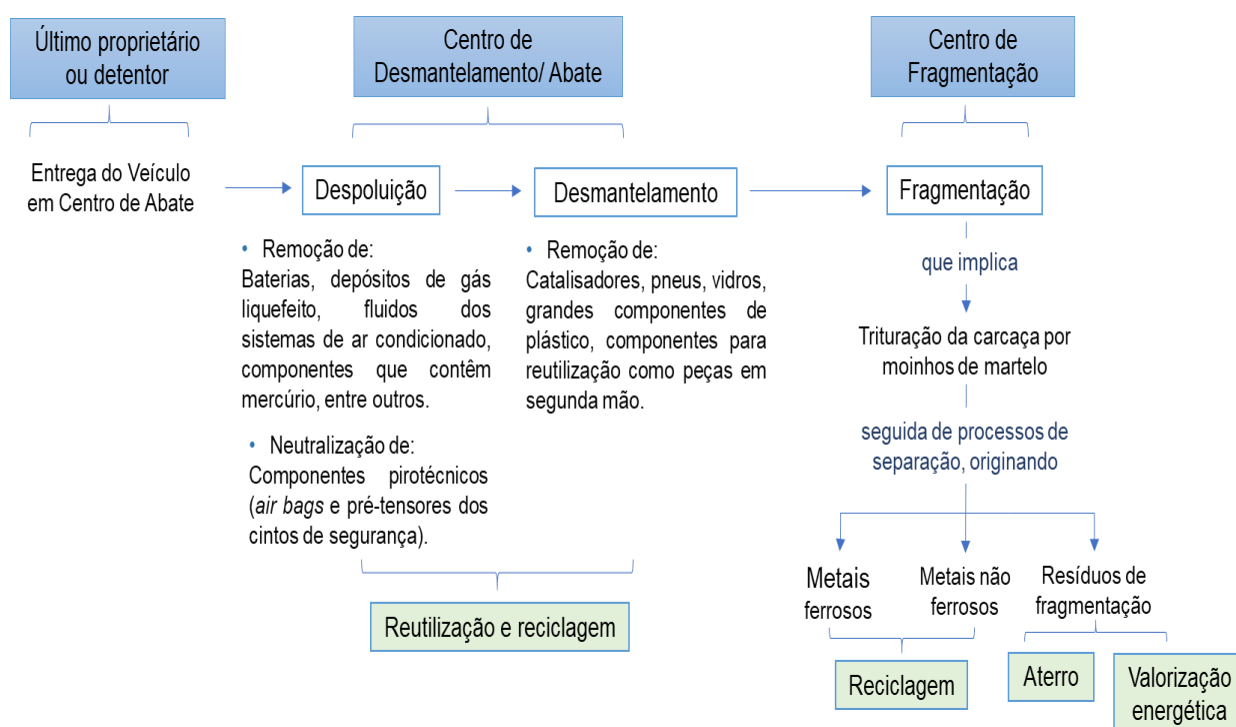


Figura 2.2 - Processo de tratamento de VFV

A despoluição corresponde à primeira etapa no processo de tratamento de um veículo e implica a remoção de cerca de 3% da massa de um veículo (CEC, 2007). O principal objetivo desta etapa é a remoção de substâncias perigosas num ambiente certificado (Edwards *et al.*, 2006), sendo que as seguintes operações foram definidas pela Diretiva 2000/53/CE enquanto requisitos técnicos mínimos a serem executados durante esta etapa:

- Remoção das baterias e dos depósitos de gás liquefeito;
- Remoção ou neutralização dos componentes potencialmente explosivos (por exemplo, sacos de ar);
- Remoção, recolha e armazenamento separados de combustível, óleo do motor, óleo da transmissão, óleo da caixa de velocidades, óleo dos sistemas hidráulicos, líquidos de arrefecimento, anticongelante, fluidos dos travões, fluidos dos sistemas de ar condicionado ou de qualquer outro fluido

contido no veículo em fim de vida, (a não ser que sejam necessários para efeitos de reutilização das peças visadas);

- Remoção, tanto quanto possível, de componentes que contêm mercúrio.

Posteriormente, ocorre a fase de desmantelamento em que componentes com valor económico são removidas, de maneira a serem encaminhadas para reutilização ou reciclagem (Forton *et al.*, 2006). As peças reutilizáveis podem ser vendidas a pequenas oficinas, companhias de remanufaturação ou até mesmo de forma individual a uma pessoa interessada (Ferrão & Amaral, 2006). Peças metálicas de maiores dimensões (e.g. motor, caixa de velocidades, carburador), que não estejam em condições de ser reutilizadas ou recondiçionadas, são enviadas para recuperação de metais (GHK & Bio Intelligence Service, 2006). Os pneus, os vidros, os catalisadores e grandes componentes de plástico, como o para-choques e o painel de bordo, devem ser removidos para reciclagem como referido na Diretiva Europeia de VFV, que estabelece estas operações enquanto requisitos mínimos. De acordo com a legislação portuguesa, essas componentes, para além de recicladas, devem também ser reutilizadas, como refere o Decreto-Lei n.º 152-D/2017, pelo que se estiverem em boas condições são frequentemente encaminhadas para fins de reutilização. Segundo Vermeulen *et al.* (2011), que se baseou nos artigos Ferrão *et al.* (2006), Joung *et al.* (2007) e Forton *et al.* (2006), entre 5 a 35% da massa de um veículo é removida com o intuito de ser encaminhada para reutilização ou reciclagem, sendo que a idade do VFV, a existência de mercado para as partes removidas e os custos de mão-de-obra constituem fatores que influenciam a quantidade de massa removida.

Após as operações de despoluição e desmantelamento, a carcaça do veículo é sujeita à etapa de fragmentação em que a carcaça é reduzida a pequenos fragmentos (Ferrão & Amaral, 2006). Durante a trituração, as partículas de menor dimensão e densidade são aspiradas e separadas, originando os resíduos leves de fragmentação (constituídos por espumas, terras, têxteis, borrachas, etc.). Seguidamente, recorre-se ao eletroímã para assegurar a extração dos metais ferrosos. Os restantes materiais, onde se encontram os metais não ferrosos e os fragmentos de plásticos, borracha, madeira, entre outros, formam o que se apelida de “fração pesada”. A fração pesada é submetida a diversos métodos de triagem/separação (e.g. mesas densimétricas, correntes de indução e meios óticos), de maneira a que os metais não ferrosos sejam separados dos restantes materiais, os quais se passam a chamar “resíduos pesados de fragmentação” (Valorcar, s.d.-b). Através de uma operação de separação, automática ou manual, os metais não ferrosos são separados pelo tipo de metal, nomeadamente alumínio, cobre e zinco, os quais possuem uma grande procura no mercado (Ferrão & Amaral, 2006). Assim, processos magnéticos e mecânicos possibilitam a separação dos fragmentos em três fluxos materiais: metais ferrosos, metais não ferrosos e resíduos de fragmentação (leves e pesados) (Ferrão *et al.*, 2006). Os metais ferrosos constituem entre 65 a 70% da massa da carcaça do veículo, enquanto que os metais não ferrosos representam entre 5 a 10%. No que diz respeito aos resíduos de fragmentação é atribuído um valor de 20 a 25% da massa da carcaça de um veículo em fim de vida (Zorpas & Inglezakis, 2012). Os resíduos de fragmentação são potencialmente perigosos, devido à presença de óleos, hidrocarbonetos, bifenilos policlorados (PCB) e metais pesados (Morselli *et al.*, 2010)

Por fim, as siderurgias e fundições recebem os metais ferrosos e não ferrosos para que possam ser reciclados (Valorcar, s.d.-b). Segundo Mancini *et al.* (2010), embora uma fração diminuta dos resíduos de fragmentação seja reciclada ou incinerada, a deposição em aterro permanece como a solução preferencial para estes resíduos, quer nos estados membros da União Europeia quer nos estados não-membros. Em particular, em Portugal, estes resíduos são enviados para coprocessamento em fornos de cimento (coincineração) ou para aterro (Valorcar, s.d.-b).

2.1.5. Nova geração de veículos em fim de vida

O investimento e desenvolvimento de novos veículos que prometem garantir um menor impacto ambiental na fase de uso tem vindo a proporcionar o aparecimento de uma nova geração de veículos automóveis, designadamente: elétricos, híbridos elétricos e híbridos de *plug-in* (Yano *et al.*, 2016).

Os veículos elétricos (EV) estão longe de ser uma invenção recente, uma vez que os primeiros veículos a serem construídos eram elétricos. No passado, o seu sucesso foi condenado pela reduzida distância que conseguiam percorrer até precisarem de ser novamente recarregados, sendo esta distância ainda mais limitada em situações de baixas temperaturas. Todavia, no presente, os problemas de qualidade atmosférica em conjunto com os problemas associados à disponibilidade do petróleo permitiram que os veículos elétricos ganhassem uma segunda oportunidade. Em oposição aos veículos comuns com um motor de combustão interna, o movimento de um veículo elétrico é assegurado por um motor elétrico, o qual recorre a energia armazenada em baterias para funcionar. O facto de este tipo de veículo não estar dependente da queima de combustível para garantir o seu funcionamento representa uma vantagem ambiental, uma vez que assim são evitadas emissões atmosféricas durante a sua fase de utilização (Bansal, 2005).

Os híbridos elétricos (HEV) distinguem-se dos restantes tipos de veículos por combinarem duas fontes de energia numa só viatura (um motor de combustão interna e uma bateria), servindo-se ainda de um motor elétrico que fornece uma parte ou a totalidade da força motora do veículo. O mecanismo de travagem regenerativa permite recarregar a bateria (Vidyanandan, 2018), uma vez que a energia perdida em forma de calor durante as travagens é convertida em eletricidade (EEA, 2016). A massa elevada, o custo e complexidade das componentes são desvantagens que contrabalançam uma das grandes vantagens dos veículos híbridos, nomeadamente a sua autonomia, a qual lhe permite percorrer uma maior distância comparativamente aos veículos elétricos (OTA, 1995). Paralelamente, estes veículos estão também associados a um menor consumo de combustível e a uma redução de emissões atmosféricas face aos veículos convencionais (EEA, 2016).

Os *plug-in* híbridos elétricos (PHEV) integram igualmente esta nova geração de veículos, sendo que, em oposição aos veículos híbridos anteriormente referidos, podem ser recarregados por uma fonte de energia exterior ao veículo. O motor de combustão pode ainda suportar o funcionamento do motor elétrico, em situações de baixa carga na bateria ou quando o funcionamento do veículo requiere um maior nível de energia (EEA, 2016). A bateria e o motor elétrico de maiores dimensões e o motor de combustão interna de menor dimensão são características que contribuem para a diferenciação desta classe de híbridos (Vidyanandan, 2018).

Do mesmo modo que os VFV de hoje resultam do *design* praticado há cerca de 15 anos atrás (Orsato *et al.*, 2002), é natural que dentro de alguns anos se façam sentir, no fluxo de VFV, as alterações e inovações nos veículos da atualidade. Por outras palavras, após alguns anos de retardamento, as futuras frotas de VFV irão estar fortemente representadas por esta recém-chegada geração de veículos. A necessidade de tratar, reutilizar e valorizar os resíduos destas tipologias de veículos incrementará em resultado de um uso mais intensivo desses mesmos veículos. O grande desafio prende-se, portanto, com alcançar e gerir soluções para componentes que se apresentam sub-representadas ou que não existem nos veículos de combustão interna, mas que são representativas nos novos veículos, como é o caso dos motores elétricos (Timisoara, 2013). Em comparação com as baterias chumbo-ácidas presentes nos veículos convencionais, as baterias necessárias para fornecer tração em veículos não convencionais apresentam um desvio significativo em termos de composição material e desempenho (Gaines *et al.*, 2011), sendo por isso necessário estabelecer estratégias de tratamento específicas para estas baterias (Ramoni & Zhang, 2013). Atualmente, as baterias de íão lítio constituem o tipo de bateria mais utilizado nos veículos elétricos e híbridos, visto que detêm uma maior capacidade de armazenamento e possuem períodos de vida superiores (EEA, 2016). Segundo a Agência Europeia do Ambiente, elevadas taxas de reciclagem de baterias de íão lítio são tecnicamente concretizáveis, porém ainda não se encontram implementados sistemas de recuperação de larga escala (EEA, 2016). Por sua vez, o aumento da computadorização de um veículo surge como uma preocupação, visto que a aplicação de elementos raros e de substâncias perigosas nessas componentes tem vindo a aumentar o grau de dificuldade de reciclagem dos resíduos de fragmentação (Sakai *et al.*, 2014).

2.2. Instrumentos de Política de Ambiente

2.2.1. Enquadramento

Um instrumento de política de ambiente constitui “o meio utilizado pela autoridade ambiental para promover a implementação de medidas por parte dos agentes ou para alterar os seus comportamentos” (Antunes *et al.*, 2002). Por outras palavras, os instrumentos de política de ambiente são meios utilizados para assegurar o cumprimento de políticas de ambiente e dos seus objetivos (Huppes, 2001). Os instrumentos em questão podem ser classificados em três categorias: instrumentos de comando e controlo, instrumentos económicos e fiscais ou de mercado e instrumentos de informação voluntária/atuação voluntária. Na Tabela 2.5 são apresentados diferentes exemplos das tipologias de instrumentos de política de ambiente.

A inexistência de um instrumento ótimo em todas as circunstâncias implica que seja necessário recorrer a um conjunto de critérios de avaliação que auxiliem na seleção de um instrumento mais adequado (Weersink *et al.*, 1998), sendo considerados fatores associados à natureza do problema e ao seu enquadramento económico e institucional. Para a obtenção de um instrumento ou pacote de instrumentos mais adequado, deve-se privilegiar os critérios que vão de encontro às nossas prioridades, podendo estes ser: a eficácia ambiental, a eficiência económica, a eficiência dinâmica, a equidade/justiça e aceitação política, a geração de receitas, a capacidade de cumprimento, a integração

com outras políticas sectoriais, os efeitos induzidos na economia, a mudança de atitude ou outros critérios (Antunes *et al.*, 2002).

A política de ambiente é frequentemente interpretada de um ponto de vista mais negativo, sendo encarada como um problema, uma restrição, ou até mesmo um mal necessário. Todavia, os instrumentos de política de ambiente têm o potencial de tornar a política de ambiente mais eficaz, eficiente e quantitativa, sendo, porém, fundamental que os agentes envolvidos compreendam que a política de ambiente pode representar uma oportunidade de melhoria do bem-estar social e de criação de novos fatores de competitividade (Antunes *et al.*, 2002).

Tabela 2.5 - Exemplos de instrumentos de política de ambiente (Antunes et al., 2002)

Instrumentos de política de ambiente			
Comando e controlo	Económicos		Informação/Atuação voluntária
	Utilização de mercados	Criação de mercados	
Normas (<i>i.e.</i> , de emissão, sobre produtos, tecnológicas e de qualidade do ambiente)	Taxas (<i>i.e.</i> , de emissões, sobre produtos e de utilização)	Transação de direitos (<i>i.e.</i> , de emissões e de desenvolvimento)	Certificação ambiental de empresas, atividades ou produtos (EMAS e ISO 14000)
Proibições	Esquemas de depósito-reembolso	Quotas individuais de captura transacionáveis	Códigos de conduta ambientais
Quotas de incorporação de materiais reciclados	Subsídios	Esquemas de responsabilidade civil por danos ambientais	Disponibilização/divulgação de informação
Procedimentos de registo/licenciamento	Remoção de subsídios distorcivos	Títulos de desempenho ambiental	Rótulos ecológicos
Obrigações de <i>take-back</i>	Isenções fiscais		Acordos negociados

2.2.2. Instrumentos de comando e controlo ou de regulamentação direta

Nos instrumentos de comando e controlo, a lei é utilizada pelas autoridades políticas como um meio para tornar obrigatório um determinado comportamento considerado desejável. Os agentes são obrigados por estes instrumentos, de carácter obrigatório, a cumprir com o estabelecido. Esta obrigatoriedade é alcançada através de diversos mecanismos que visam assegurar a realização de um certo comportamento, como regimes de contraordenações e coimas. Com o auxílio destes instrumentos, as autoridades ambientais adquirem a capacidade de fixar metas a alcançar, tecnologias a utilizar ou comportamentos a serem adotados pelos agentes económicos. Tendo acompanhado a fase inicial de desenvolvimento da política de ambiente em diversos países, os instrumentos de comando e controlo caracterizam-se enquanto a primeira geração de instrumentos a ter surgido, permanecendo ainda como a categoria mais utilizada (Santos & Antunes, 1999). As proibições, as normas e as metas são alguns exemplos destes instrumentos, tal como é possível observar na Tabela 2.5.

É fundamental compreender que regulamentações que imponham custos muito elevados encontram-se mais vulneráveis ao incumprimento, pelo que, dentro do possível, estas devem ser

concebidas de modo a que o cumprimento seja o menos dispendioso possível. No sentido de gerir as infrações, as sanções são frequentemente utilizadas para punir os agentes que falharam no cumprimento das regulamentações, devendo ser suficientemente elevadas para que os custos de incumprimento não se revelem mais vantajosos que os custos de cumprimento (Tietenberg, 2006).

A obrigatoriedade, enquanto método promotor de alteração de comportamentos e de implementação de medidas, tem a capacidade de atingir resultados satisfatórios no cumprimento dos objetivos ou redução de emissões. Neste sentido, a eficácia ambiental destes instrumentos justifica o seu amplo uso (Antunes *et al.*, 2002). Todavia, os instrumentos de comando e controlo possuem um conjunto de desvantagens que deve ser considerado antes da sua aplicação. Uma dessas desvantagens é o facto de os efeitos económicos ou custos que possam ser provocados nos agentes económicos para que um certo nível de controlo seja cumprido não representarem uma preocupação fundamental deste tipo de instrumentos (Margulis, 1996). São, por diversas vezes, aplicados de forma pouco flexível a todos os agentes e sem diferenciação espacial, o que significa que os custos individuais de cada agente não são considerados. Assim, é fornecido o mesmo tratamento a agentes que apresentam estruturas de custos diferentes (Motta & Sayago, 1998). Isto é, se para um agente uma determinada norma de emissão uniforme não representa um impacte significativo nos seus custos, para outro agente pode significar a impossibilidade de prosseguir com a sua atividade (Antunes *et al.*, 2002).

Outro aspeto menos positivo da utilização destes instrumentos é o reduzido incentivo à inovação e ao desenvolvimento tecnológico a que estão geralmente associados, dotando-os assim de uma eficiência dinâmica reduzida. Por outras palavras, não existe vantagem, compensação ou interesse em desenvolver soluções que possibilitem ultrapassar as metas estabelecidas. Após o alcance de uma meta, os agentes apenas desenvolverão novos processos de controlo ou novas tecnologias de produção para além das metas estipuladas caso existam vantagens económicas associadas. A existência de uma descoordenação entre responsabilidades e capacidades distingue-se como o principal problema desta abordagem de comando e controlo, visto que os gestores das unidades industriais, que possuem informação sobre as melhores opções de custo-eficácia, não têm incentivos para aceitar voluntariamente a solução mais eficiente nem para transmitir à autoridade informação não enviesada sobre custos. Preocupam-se somente em salvaguardar a sua posição competitiva, sendo que para tal adotam o mínimo de controlo possível. Por sua vez, embora as autoridades possuam incentivo para afetar eficientemente o controlo de poluição, usufruem de pouca informação para o fazer (Antunes *et al.*, 2002).

O elevado esforço em termos de licenciamento e monitorização, como também o elevado esforço e tempo para fazer atuar as decisões judiciais associadas aos regimes de contraordenação revelam-se também características preocupantes destes instrumentos (Antunes *et al.*, 2002), uma vez que o sucesso de sistemas consolidados sobre estes instrumentos está fortemente dependente da capacidade das autoridades de garantir a conformidade dos agentes com o que foi estabelecido e de punir infratores (Margulis, 1996).

2.2.3. Instrumentos económicos e fiscais ou de mercado;

Os instrumentos económicos visam a correção de falhas no mercado, recorrendo ao ajuste dos preços de bens e serviços, de maneira a que os custos e benefícios da sua produção e consumo sejam refletidos nesses preços (Bragadóttir *et al.*, 2014). Deste modo, nivelam o prejuízo marginal de determinados produtos ou serviços com o seu benefício marginal (Soares, 2001). A internalização das externalidades da utilização de um produto ou serviço origina uma alteração do seu preço de utilização, afetando consequentemente a sua procura (Motta & Sayago, 1998). Os preços permitem, assim, refletir a escassez dos recursos e conduzem a uma utilização mais ponderada dos recursos e à exploração de alternativas futuras por meio de inovações (Tietenberg & Lewis, 2016). Ao recorrerem à criação e/ou utilização de mercados, os instrumentos económicos corrigem as causas económicas dos problemas ambientais (Antunes *et al.*, 2002). Esta categoria de instrumentos engloba um conjunto diversificado de ferramentas como, por exemplo, as taxas de emissão, as taxas diferenciadas sobre produtos, os subsídios, os esquemas de depósito-reembolso, os direitos transacionáveis, mecanismos de seguros/caução por danos ambientais, entre outros (Santos & Antunes, 1999).

Em termos do incentivo fornecido, os instrumentos económicos podem ser aplicados segundo duas perspetivas diferentes. Por um lado, a sua aplicação pode ocorrer com o propósito de constituir um benefício ou um meio aliciente para a realização de uma determinada ação ambientalmente mais vantajosa, como, por exemplo, os subsídios. Por outro lado, pode representar um meio de penalização e de desencorajamento de uma determinada ação, tal como é o caso das taxas (Bragadóttir *et al.*, 2014). Todavia, os estímulos positivos podem funcionar enquanto um fator retardador e desincentivador da adoção voluntária de medidas de proteção ambiental (Soares, 2001).

De facto, os instrumentos económicos adotam uma abordagem diferente dos instrumentos de comando e controlo, uma vez que não forçam os agentes a alcançar ou efetuar algo, como a instalação de um determinado equipamento de controlo de poluição, para alcançar um determinado objetivo ambiental. Na realidade, estes instrumentos asseguram o alcance dos objetivos através da alteração de incentivos económicos dos agentes poluidores, que, por conseguinte, irão posteriormente selecionar as melhores opções para assegurarem a continuação das suas funções, com base na informação privilegiada a que têm acesso (Tietenberg, 1996).

Nos instrumentos económicos, a tendência é a da atribuição de um preço por todas as unidades de poluição gerada ou de recursos utilizados, o que estimula à utilização de bens e serviços que causam menos impactes ambientais e a um controlo mais exigente por parte das empresas poluidoras que têm interesse em vender o seu produto ou serviço com obtenção de lucro. Por sua vez, nos instrumentos de comando e controlo, são frequentes as situações em que os agentes estão livres de poluir ou utilizar os recursos de forma gratuita até um certo limite estabelecido (UNEP, 2004).

Contrariamente ao que acontece nos instrumentos de comando e controlo, estes instrumentos constituem um método de controlo mais eficaz de custos, visto que incentivam os agentes com custos mais reduzidos de controlo de poluição a procederem a um maior controlo (Weersink, 1998). Ou seja, perante uma taxa de emissão uniforme, um agente que apresenta custos marginais de controlo muito elevados tenderá a proceder ao controlo de poluição num nível inferior em comparação a outro agente

que apresente custos mais reduzidos (Santos & Antunes, 1999). Estes instrumentos possibilitam que o próprio agente económico decida quanto vai utilizar de um determinado recurso conforme a variação de custos (Motta & Sayago, 1998). Apresentam também a vantagem de incentivarem à inovação em tecnologias de controlo, uma vez que os agentes acabam por ser financeiramente recompensados (Weersink, 1998). Ou seja, através do livre ajustamento da sua estratégia, um agente pode apropriar-se de uma redução dos custos de cumprimento/controlo (Santos & Antunes, 1999). Em situações de fontes pontuais de poluição, os custos associados à monitorização e implementação dos instrumentos são geralmente inferiores aos de comando e controlo (Weersink, 1998). Permitem alcançar os mesmos objetivos que os instrumentos de comando e controlo tendo a vantagem de requererem menos custos administrativos, sendo que permitem uma redução da burocracia. Todavia, numa fase inicial de instalação/arranque dos mecanismos, poderão implicar custos significativos (Santos & Antunes, 1999).

Os esquemas de depósito-reembolso são um dos instrumentos que integram a ampla gama de instrumentos económicos, sendo o seu principal objetivo desincentivar a deposição de produtos usados ou de embalagens vazias. No contexto de criação de mercados, surgem as licenças ou cotas negociáveis em que é possível controlar e estabelecer um nível geral de poluição ou de utilização de um recurso a não ser ultrapassado. Ao mesmo tempo permitem a compra ou venda de licenças ou quotas, de modo a que os agentes possam atender às suas próprias necessidades (DEFRA, 2002).

Por outro lado, já na utilização de mercados, as taxas de emissão estabelecem o preço de unidades de poluição a um determinado nível, forçando à adoção de novos equipamentos e processos por parte dos poluidores que pretendam evitar o pagamento destas taxas. Uma das vantagens associadas aos sistemas de taxas reside no facto de serem mais transparentes e mais fáceis de administrar do que, por exemplo, os direitos transacionáveis de emissão (Vig & Kraft, 2013).

Torna-se relevante referir que os impostos ambientais podem representar uma fonte de receitas passível de aplicação no financiamento de gastos públicos. Portanto, se as receitas provenientes de um imposto ambiental forem aplicadas de modo a reduzir uma carga excedentária num outro imposto e, por conseguinte, ocorrer uma melhoria das condições ambientais ao mesmo tempo que são gerados novos postos de trabalho e/ou um aumento da eficiência económica, surge uma situação de duplo dividendo. Como exemplo pode-se mencionar a utilização das receitas de um imposto sobre a energia para a redução das contribuições para a segurança social (Alves & Palma, 2004).

Tal como referido anteriormente, não existem instrumentos ótimos em todas as circunstâncias, pelo que existem situações em que a utilização de instrumentos económicos deve ser evitada, como é o caso de condições de emergência e de estigmas sociais. Em casos de implicações severas e em que existe uma necessidade imediata de interrupção de um comportamento, as proibições diretas são preferíveis aos instrumentos económicos. Por outro lado, a atribuição específica de pagamentos ou direitos a membros individuais poderá ser mal recebida numa sociedade comunitária (em oposição a uma sociedade mais individualista) (UNEP, 2004).

Para que seja implementada uma combinação viável de políticas, os instrumentos económicos devem ser preferencialmente utilizados em complementaridade com instrumentos de comando e

controlo, em alternativa a substituí-los. Embora os instrumentos económicos não possam na generalidade constituir uma solução única, podem ser aplicados de modo a contrariar limitações de política, auxiliando, por exemplo, na colmatação de lacunas legais (UNEP, 2004)

2.2.4. Instrumentos de informação/ação voluntária

Os instrumentos de informação possuem como objetivo a alteração de atitudes e comportamentos dos agentes, através do fornecimento de informação sobre os impactos ambientais que lhes estão associados (Swedish Environmental Protection Agency & Swedish Energy Agency, 2007). Envolvem tentativas públicas ou privadas de aumentar a informação que se encontra disponível junto de trabalhadores, consumidores, acionistas e público em geral, em particular, informação relativa à qualidade do ambiente, poluição originada e características ambientais de atividades, produtos e/ou processos. Os instrumentos em questão integram a terceira geração de instrumentos de política de ambiente (Antunes *et al.*, 2002).

Independentemente de quem produz a informação, o governo, a comunidade ou os poluidores/utilizadores de recursos, existe um conjunto de características que devem ser respeitados, nomeadamente: a confiabilidade, a transparência, a acessibilidade e a disponibilização da informação numa forma que permita a sua utilização (Santos & Antunes, 1999). Tal como mencionado em Tietenberg (1998), o aumento da necessidade de mais instrumentos de regulação no processo de elaboração de políticas eficazes e a diminuição dos custos de recolha, tratamento e disseminação de informação potenciaram a aquisição de um papel mais relevante por parte dos instrumentos de informação, ao longo do tempo. O fornecimento de uma grande quantidade de informação através destes instrumentos detém a capacidade de, em algumas situações, complementar ou substituir instrumentos de comando e controlo e/ou instrumentos económicos (Tietenberg, 1998). Segundo Oosterhuis *et al.* (1996), citado por Antunes *et al.* (2002), os instrumentos de informação podem ser agrupados em instrumentos de informação voluntária e instrumentos de informação compulsória.

Os rótulos ecológicos integram-se nos instrumentos de informação. Os rótulos nas embalagens pretendem que os consumidores tenham acesso a informação necessária para selecionarem a compra de um produto com menor impacto ambiental, caso seja essa a sua vontade (Moura, 2013). Um outro exemplo, de um instrumento de informação, é o *Toxic Release Inventory Program*, aplicado nos Estados Unidos da América, em que o objetivo consistia na divulgação de informação ao público sobre a emissão de substâncias tóxicas no ambiente. Mais concretamente, as empresas que apresentassem um conjunto de condições específicas teriam que elaborar um relatório com informações detalhadas sobre: o nome da companhia, nome da companhia-mãe (caso se aplicasse), a substância tóxica libertada, frequência com que é libertada e qual o meio em que essa emissão sucede. Segundo informações da EPA, a divulgação destas informações ao público conduziu a uma redução das emissões em 44% (Tietenberg, 1998). Associados a um compromisso de divulgação ambiental, os esquemas de certificação ambientais de instalações industriais e empresas classificam-se igualmente como instrumentos de informação, sendo de destacar os esquemas EMAS e ISO 1400 como exemplo (Antunes *et al.*, 2002).

Por sua vez, as abordagens voluntárias traduzem-se em compromissos qualitativos ou quantitativos que os agentes assumem com as autoridades ambientais para melhorar o seu desempenho ambiental, sendo desejáveis as situações em que a melhoria do desempenho ultrapassa o que está estritamente estabelecido por lei (Antunes *et al.*, 2002). Os acordos voluntários exigem uma cultura onde a cooperação e o autocontrolo são fundamentais, assim como a capacidade de controlar os *free-riders* (Santos & Antunes, 1999). A adoção de instrumentos voluntários é geralmente preferível nas seguintes situações em que (DEFRA, 2002):

- Um reduzido número de participantes de mercado consegue, através das suas ações, assegurar mudanças de comportamento;
- Não se justifica a introdução de legislação nacional ou de instrumentos económicos, tendo em consideração a escala ou natureza dos impactes ambientais;
- A dificuldade em termos de implementação e monitorização de regulamentação e de instrumentos económico é tão elevada que existe uma perda de credibilidade;
- A conceção de regulamentação ou de um instrumento económico dotado de eficiência ambiental é de elevada dificuldade.

2.3. Economia Circular

A economia circular é um conceito que integra diferentes correntes de pensamento mais antigas como o “*cradle to cradle*”, “*design* regenerativo”, “ecologia industrial” e “biomimética”, sendo difícil remetê-lo a um único autor ou data (Ellen MacArthur Foundation, 2013). Todavia, apenas recentemente se renovou o interesse no estabelecimento de uma economia circular a nível mundial (Kalmykova *et al.*, 2018). Segundo a Resolução do Conselho de Ministros n.º 190-A/2017, a qual aprova o Plano de Ação para a Economia Circular em Portugal, a economia circular representa “um conceito estratégico que assenta na prevenção, redução, reutilização, recuperação e reciclagem de materiais e energia” e que permite substituir o conceito de “fim-de-vida” da economia linear por novos fluxos circulares de reutilização, restauração e renovação, num processo integrado. É considerada um elemento-chave na promoção da dissociação entre o crescimento económico e o aumento no consumo de recursos.

De forma simplista, o conceito da economia circular tem por base a transição de um modelo linear de produção de bens e serviços para um modelo circular. Por um lado, o modelo linear pressupõe uma disponibilidade ilimitada de matérias primas e não apresenta uma preocupação vincada quer com a minimização dos impactes ambientais ao longo do ciclo de vida do produto e durante a sua utilização, quer com a minimização dos resíduos oriundos da produção e do consumo desses bens. Por outro lado, no modelo circular, existe uma preocupação com a otimização dos ciclos de vida dos produtos, nomeadamente desde a conceção e *design*, ao processo de produção, aos consumos associados ao período de vida do produto e à gestão dos resíduos que não foram eliminados (BCSD Portugal, s.d.). A economia circular visa não só a extensão do período de vida dos produtos por meio de melhorias no seu *design* e na sua recuperação, como também a realocação dos resíduos resultantes da etapa de fim de vida para o princípio de um novo circuito (UNIDO, 2017).

Segundo a Fundação Ellen MacArthur, são três os princípios sobre os quais a economia circular assenta, sendo o primeiro a preservação e melhoria do capital natural através do controlo dos *stocks* finitos e equilíbrio dos fluxos de recursos renováveis. Este princípio privilegia a desmaterialização dos produtos e serviços, sendo que, em situações em que isso não seja possível, o sistema circular selecionará os recursos com sensatez, dando preferência às tecnologias e processos que recorram à utilização de recursos renováveis ou que apresentem um desempenho mais satisfatório. Para além disso, este princípio inclui igualmente a estimulação dos fluxos de nutrientes dentro do sistema e a criação de condições necessárias para a regeneração (The Ellen MacArthur Foundation, 2015).

O segundo princípio consiste na otimização do rendimento de recursos, de modo a que seja mantido a todo o tempo um elevado nível de utilidade dos produtos, componentes e materiais, efetuando simultaneamente uma distinção entre ciclos biológicos e técnicos. No ciclo tecnológico, ao visar-se a recuperação do valor dos componentes e materiais técnicos, estes devem ser projetados de modo a que futuramente se possa proceder à sua remanufaturação, renovação e reciclagem. Com o intuito de maximizar a preservação de energia e outros tipos de valores incutidos nos materiais e componentes, os sistemas circulares utilizam circuitos internos o mais reduzidos possível, como, por exemplo, a manutenção em oposição à reciclagem. O número de circuitos consecutivos e/ou o tempo que é dedicado a cada um desses circuitos são também maximizados, de maneira a prolongar a vida útil dos produtos e intensificar a sua reutilização. Paralelamente, no ciclo biológico, projeta-se os produtos para consumo ou metabolização pela economia e para assegurar a regeneração de novos valores nos recursos. É pretendida uma reinserção segura de nutrientes biológicos na biosfera para decomposição para que possam ser transformados em matérias primas valiosas para um novo ciclo (The Ellen MacArthur Foundation, 2015).

Por fim, o terceiro princípio consiste na estimulação da efetividade do sistema, de modo a que desde o início sejam identificadas e excluídas as externalidades negativas. Ou seja, uma economia circular deve reduzir os danos a sistemas e áreas, como a dos alimentos e da saúde, e gerir externalidades, como a libertação de substâncias tóxicas e poluição sonora (The Ellen MacArthur Foundation, 2015). Neste âmbito, a utilização de materiais isentos de substâncias tóxicas representa um pré-requisito fundamental na economia circular. A segurança dos materiais, em conjunto com o seu desempenho, determinará fortemente o consumo de materiais reciclados (EEA, 2017).

De acordo com Kalmykova *et al.* (2018), a economia circular integra diversas estratégias que podem ser adotadas no sentido de potenciar a transição para este novo conceito modelo económico, como, por exemplo:

- Substituição material – substituição dos materiais utilizados por materiais mais abundantes ou renováveis;
- Redução - redução da quantidade de materiais utilizados na conceção de um produto e eliminação da incorporação de substâncias tóxicas;
- *Design* para desmantelamento - projeção do produto de modo a incorporar preocupações sobre o desmantelamento para reparação, restauração e reciclagem;

- *Design* para modularidade - modularização dos produtos de modo a facilitar atualizações, reparações e substituições de peças ou componentes, permitindo um aumento da longevidade do produto em si;
- *Eco-design* - concepção de um produto que incorpora preocupações com os seus impactes ambientais ao longo do seu ciclo de vida;
- Produto enquanto serviço – a propriedade do produto pertence ao fabricante, que fica encarregue de gerir o seu design, manutenção e reparação, sendo que o cliente paga um determinado valor pela utilização do serviço que esse produto fornece;
- Partilha - partilha da utilização, acesso ou propriedade de um produto;
- Reutilização - utilização secundária de um produto, quer seja para a função com que foi inicialmente concebido ou não, permitindo o prolongamento da vida útil de um produto e redução da necessidade de produção de novos produtos;
- Reciclagem - Reprocessamento de um material para reaproveitamento da sua função original ou de uma nova função;
- Simbiose industrial – Troca ou partilha, entre indústrias, de recursos, subprodutos ou serviços;
- Virtualização - desmaterialização dos produtos;
- *Upcycling* - transformação de produtos/materiais de reduzido valor e qualidade em materiais de qualidade e funcionalidade mais elevada;
- *Downcycling* – transformação de produtos/materiais usados em produtos/materiais de valor e funcionalidade mais reduzida.

A economia circular enfrenta desafios políticos, sociais, económicos e tecnológicos que devem ser superados para que esta nova abordagem possa prosperar, nomeadamente (European Commission, s.d.):

- A ausência de consciência, conhecimento ou capacidade por parte das empresas de seguir soluções de economia circular;
- A procura de produtos e serviços sustentáveis pode permanecer reduzida, principalmente se implicarem uma mudança de comportamentos;
- A insuficiência de investimentos direcionados a melhorias de eficiência ou modelos de negócio inovadores por serem associados a uma elevada complexidade e risco;
- A fixação a um modelo linear causada por sistemas, infraestruturas, modelos de negócio e tecnologias atuais.

Na atualidade, não se encontram designados indicadores cuja função seja permitir a medição da circularidade de uma economia, tal como mencionado na Resolução do Conselho de Ministros n.º 190-A/2017. Existe, portanto, uma carência no desenvolvimento de indicadores que auxiliem futuras análises da circularidade da economia. Assim, no futuro, este deve passar a constituir um campo que reúne a atenção e os esforços da comunidade científica.

3. Metodologia

3.1. Enquadramento

O presente trabalho visa analisar, na União Europeia, a evolução das políticas públicas de ambiente direcionadas à gestão de VFV, aprofundando, porém, o contexto português, onde se pretende analisar o sistema de gestão de VFV em vigor e, em particular, o sucesso no cumprimento da Diretiva 2000/53/CE. Tenciona-se ainda reunir um conjunto de indicadores que possam auxiliar numa análise do enquadramento do sector automóvel na economia circular. Procedeu-se, portanto, a uma revisão sistemática de artigos científicos, publicados desde 1998, recorrendo-se a uma meta-análise para o seu tratamento estatístico. A análise estatística detinha como principal objetivo estudar os tipos de instrumentos de política de ambiente aplicados na gestão de VFV ao longo do tempo, na U.E. De seguida, procedeu-se a uma análise não só dos artigos utilizados na meta-análise, como também de outros artigos considerados pertinentes, de modo a que fosse possível reconstituir cronologicamente a evolução da aplicação de instrumentos de política de ambiente ao nível quer europeu quer português. Posteriormente, com recurso a entrevistas semiestruturadas e outras fontes documentais analisou-se a implementação e desempenho do sistema de gestão português de VFV, que se encontra maioritariamente alicerçado na Diretiva 2000/53/CE (atualmente transposta para legislação nacional no Decreto-Lei n.º 152-D/2017). Por fim, foram sugeridos um conjunto de indicadores e analisou-se, com auxílio de entrevistas a *stakeholders* de diferentes fases da cadeia de valor, o seu potencial para serem futuramente utilizados enquanto indicadores de análise do enquadramento do setor automóvel na economia circular.

Assim, a metodologia do presente trabalho encontra-se organizada em quatro partes fundamentais: meta-análise, análise da evolução da gestão de VFV na União Europeia e em Portugal, análise e propostas de melhoria para o sistema de gestão português de VFV e propostas de indicadores de circularidade.

3.2. Meta-análise

Metodologia de revisão de literatura

Visando uma análise à evolução da aplicação de instrumentos de política de ambiente na gestão dos VFV, efetuou-se uma revisão bibliográfica com base numa metodologia de meta-análise. Procedeu-se, então, a uma pesquisa de artigos científicos publicados na União Europeia, entre 1998 e 2018, os quais eram passíveis de serem acedidos através do motor de busca Biblioteca do Conhecimento Online (B-on). Multidisciplinar e destinado especificamente ao ensino superior, o motor de busca B-on detém acesso autorizado e privilegiado a um extenso conjunto de bases de dados, entre as quais se encontram a *Web of Science*, *Elsevier (Science Direct)*, *Academic Search Complete*, *Taylor & Francis*, *Wiley* e *Springer*, entre outros. Restringiu-se a pesquisa ao período temporal referido anteriormente de 20 anos, devido a pretender-se que a análise abrangesse artigos publicados antes e após a implementação da Diretiva 2000/53/CE no ano de 2000, o que oportuna uma eventual observação do impacte deste documento legislativo. Note-se que a recolha destes artigos sucedeu no período de 14 a 24 de maio de 2018.

Com a pesquisa pretendia-se que surgissem artigos que explorassem a utilização de instrumentos de política de ambiente na gestão dos VFV. Para tal, efetuou-se diversas combinações do termo “*end-of-life vehicles*” com um diferente termo, nomeadamente: “*policy instruments*”, “*environmental policies*”, “*policy measures*”, “*policy strategies*”, “*policy management*”, “*public policies*”, “*legislation*”, “*regulation*”, “*waste management*”, “*review*”, “*government regulations*”, “*management practices*” e “*research policy*”. Um dos critérios utilizados foi a seleção do termo “*end-of-life vehicles*” enquanto “termos do assunto”, o que implica que apenas documentos em que o termo em questão constasse no título, *abstract* ou palavras-chave de cada artigo surgiriam na pesquisa, excluindo desta forma qualquer artigo cuja temática principal não incidisse sobre VFV. Por sua vez, a presença do termo conjugado com o termo “*end-of-life vehicles*” era investigada de forma mais ampla, abrangendo igualmente o corpo do texto. A inclusão única de artigos publicados na língua inglesa constitui outro dos critérios utilizados. Em suma, recolheu-se um conjunto de 40 artigos (presentes em Anexo I).

Embora inicialmente se tenha ponderado a hipótese de se proceder a uma análise mais completa através da inclusão de outros motores de busca académicos, como o *Google Scholar*, a obtenção de um número excessivo de artigos com o qual trabalhar dentro do prazo académico para a realização da dissertação de mestrado conduziu a que se decidisse restringir a pesquisa somente ao motor de busca B-on.

Tratamento estatístico de dados

A recolha e leitura dos artigos foi seguida por um tratamento estatístico da informação, que incidiu sobre determinadas características dos estudos, em particular, sobre a tendência de publicação por país, sobre o período temporal e sobre as temáticas principal e secundárias exploradas. Para a análise da distribuição geográfica dos artigos divulgados, estabeleceu-se que caso não fosse explícito o país de origem ou caso constassem autores de diferentes nacionalidades, a nacionalidade do primeiro autor definiria o país de origem do artigo. Na organização dos artigos por categorias de temáticas principais, é de referir que nem todos os artigos se focavam necessariamente num único tema, podendo abordar alguma outra categoria. Todavia, efetuou-se uma primeira categorização por temática principal (a que aparentava ser de maior relevância no artigo), identificando-se, de seguida, temáticas secundárias. Por último, procedeu-se a uma análise temporal dos artigos que detinham como temática principal “instrumentos de política de ambiente”, diferenciando-os por tipologia.

3.3. Análise da evolução da gestão de veículos em fim de vida na União Europeia e em Portugal

Revisão bibliográfica e integração dos resultados

A etapa da análise da evolução de gestão de VFV teve como principal objetivo identificar os instrumentos de política de ambiente implementados ao longo do tempo na União Europeia e em Portugal. Tal apenas foi possível com a concretização de uma revisão literária que abrangeu os artigos utilizados na meta-análise. Verificou-se, contudo, a necessidade de acrescentar ao conjunto anteriormente recolhido de artigos outros documentos que surgiram em leitura cruzada e em pesquisa no *Science Direct* e no *Google Scholar*, devido a analisarem a temática dos instrumentos de política de

ambiente na área dos VFV e sendo, por isso, importantes para o estudo em questão. Após uma atenta leitura dos diversos documentos, procedeu-se à integração dos resultados mais relevantes.

3.4. Sistema de gestão de veículos em fim de vida em Portugal

Realização de entrevistas semiestruturadas

Procurou-se estabelecer contacto com indivíduos ou instituições representativas de diferentes fases da cadeia de valor dos veículos, tendo a entrevista presencial constituído o método preferencial. No que diz respeito ao tipo de entrevista, optou-se pela realização de entrevistas qualitativas semiestruturadas, as quais detinham como principal meio de orientação um guião com um conjunto de questões abertas. Os guiões elaborados encontram-se presentes em Anexos (anexos II a IX). Estas entrevistas permitiram que, em função do entrevistado, o entrevistador pudesse colocar questões adicionais por forma a desenvolver mais aprofundadamente algum tópico que se revelasse pertinente. À exceção de uma, as diversas entrevistas ocorreram nas instalações da entidade contactada e todas as entrevistas foram registadas em gravador, tendo tido de modo geral uma duração de uma hora a duas horas. Foram inquiridos técnicos e/ou representantes da entidade gestora do fluxo de VFV, de um fabricante automóvel, de um centro de desmantelamento, de um centro de desmantelamento/fragmentação, de duas entidades pertencentes à administração central e de uma organização não governamental de ambiente (ONGA). Estabeleceu-se ainda contacto com a responsável da área de ambiente num outro centro de desmantelamento/fragmentação, que apesar de não conseguir atender ao pedido de realização de uma reunião, forneceu a alternativa de responder a um conjunto de questões via e-mail, porém até ao momento de entrega desta dissertação não se obteve resposta às questões colocadas. Tentou-se igualmente estabelecer contacto com uma fábrica automóvel estrangeira por se ter conhecimento, através dos entrevistados da fábrica automóvel portuguesa, de que o processo de *design* do veículo ocorria nesse estabelecimento estrangeiro, no entanto, não se obteve resposta. Em síntese, foi possível realizar um total de nove entrevistas dentro do prazo de entrega, sendo que os inquiridos da entidade gestora e de uma das entidades da administração central foram entrevistados por duas vezes.

Visão dos Stakeholders sobre o sistema de gestão português

Uma vez completadas as entrevistas, efetuou-se uma análise transversal das experiências e considerações de diferentes atores intervenientes no atual sistema de gestão de VFV, de maneira a que fosse possível elaborar um diagnóstico relativo ao funcionamento desse mesmo sistema. Tentou-se compreender o funcionamento do sistema em si, as principais vantagens e dificuldades que lhe estão associadas.

Análise do cumprimento da Diretiva 2000/53/CE em Portugal

Registou-se os diversos objetivos da Diretiva 2000/53/CE, consoante as categorias “prevenção”, “recolha”, “tratamento”, “reutilização e valorização”, “normas de codificação/informação de desmantelamento”, “relatório e informações” e “execução”. Com recurso às entrevistas referidas anteriormente e com documentos oficiais disponíveis, validou-se o cumprimento ou incumprimento

desses mesmos objetivos. Nota-se que foram tidos em atenção os documentos que resultaram da transposição da diretiva.

Propostas de melhoria do sistema de gestão português

Após uma análise do sistema de gestão segundo a perspectiva dos *stakeholders* e do cumprimento dos diversos objetivos da diretiva, foi elaborado um conjunto de propostas que visam melhorar o sistema de gestão português.

3.5. Propostas de indicadores de circularidade

Pesquisa e sugestão de indicadores de circularidade

Numa fase inicial, procedeu-se a uma pesquisa bibliográfica com o intuito de identificar indicadores de circularidade previamente explorados no sector automóvel. Verificou-se, no entanto, que o estudo de indicadores de circularidade permanece neste momento numa fase embrionária pelo que são escassas as sugestões existentes para indicadores de circularidade aplicados ao sector automóvel. De modo a contornar este problema, adaptou-se, ao sector em específico, indicadores que outrora teriam sido elaborados e sugeridos num âmbito mais generalizado ou até noutros sectores.

Análise dos indicadores de circularidade

Elaborou-se um conjunto de sugestões de indicadores, tendo-se questionado *stakeholders* sobre a viabilidade desses mesmos indicadores, em particular, sobre se seriam pertinentes num contexto de economia circular e sobre eventuais dificuldades ou desvantagens associadas à sua aplicação. Os entrevistados foram ainda questionados quanto a eventuais sugestões suas sobre indicadores pertinentes. Com base nessa análise conjunta, efetuou-se uma proposta final de indicadores.

4. Resultados da Meta-análise e Discussão

4.1. Características dos Estudos

A partir da pesquisa concretizada no motor B-on, foram identificados, recolhidos e analisados 40 artigos, que foram posteriormente sujeitos a uma metodologia de meta-análise. Assim, procedeu-se a uma agregação dos diversos artigos consoante diferentes características de análise, nomeadamente o local de origem do estudo, o período de publicação e temáticas principal e secundárias abordadas. Seguiu-se um tratamento estatístico desta informação.

4.1.1. Local de Origem do Estudo

Tendo sido recolhido um conjunto de 40 artigos, na Figura 4.1 representou-se graficamente a distribuição dos diversos artigos pelos seus países de origem, sendo estes pertencentes à União Europeia. Numa breve análise à nacionalidade dos artigos, verifica-se que a Itália e o Reino Unido se destacam enquanto os países que divulgaram um maior número de artigos, contribuindo com 25% e 15% dos artigos recolhidos, mais especificamente, 10 e seis artigos, respetivamente. A seguir, surgem a Alemanha e a Suécia como os países com um maior número de artigos publicados, tendo cada um dos países divulgado quatro artigos e possuindo, por isso, uma representatividade de 10%. Por outro lado, Portugal, tal como a Polónia, terá publicado três artigos, o que implica uma representatividade de 7,5% para cada país na divulgação de artigos. Relativamente à Holanda e a Dinamarca, verificou-se a divulgação de somente dois artigos no período de tempo analisado (representatividade de 5%). A Estónia, Turquia, Espanha, França, Bélgica e Eslováquia integram um grupo de países que aparenta estar menos envolvido na exploração dos instrumentos de política de ambiente aplicados aos VFV, tendo cada um contribuído com um único artigo, o que significa que cada país contribuiu com 2,5% dos artigos recolhidos.

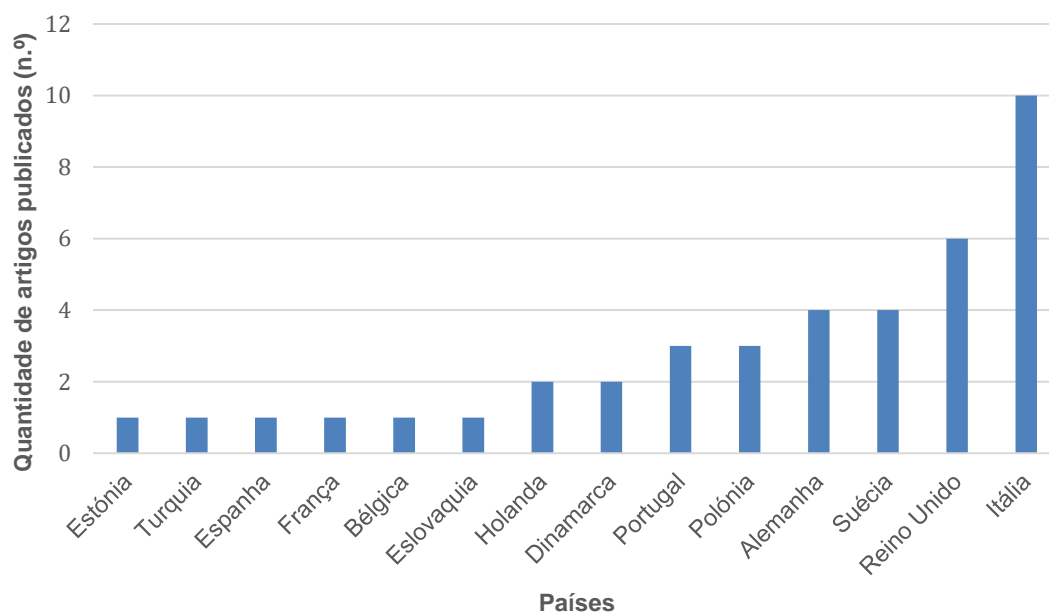


Figura 4.1 – Quantidade de artigos publicados por país, entre 1998 e 2018

4.1.2. Período de Publicação

A tendência de publicação de artigos nos últimos 20 anos encontra-se apresentada na Figura 4.2, constatando-se que, no período de 1998 a 2003, surgiram na pesquisa somente três artigos divulgados. Esta ocorrência pode em parte ser explicada por esse intervalo de tempo constituir uma altura em que o trabalho na área dos VFV ainda se apresentava numa fase relativamente embrionária em termos de desenvolvimento, sendo a investigação essencialmente impulsionada pelos principais *stakeholders*. Tendo a Diretiva 2000/53/CE sido implementada em 2000 e sendo 2002 o ano limite para que ocorresse a sua transposição para legislação interna dos estados-membros, é credível supor que os esforços em termos de investigação terão surgido numa fase posterior. Crê-se que o período de 1998 a 2003 terá sido essencialmente reservado à criação de infraestruturas adequadas e de um sistema alinhado com o que a diretiva em questão propunha.

De 2004 a 2009 e de 2013 a 2018 ocorreu uma maior divulgação de artigos, o que permite concluir que nesses intervalos de tempo terá sido dedicada uma maior atenção à temática dos VFV. Em 2006, 2007 e 2015 ocorreu a entrada de metas ou de determinados mecanismos por meio da Diretiva 2000/53/CE, o que pode ser utilizado para formular hipóteses explicativas do aumento do número de artigos divulgados nesses anos, as quais defendem que essas metas e mecanismos terão estimulado a publicação de artigos.

Alerta-se, então, para o facto de 2006 constituir o ano definido pela Diretiva 2000/53/CE como o ano de entrada das primeiras metas de reutilização e valorização e de reutilização e reciclagem. Por sua vez, 2007 constitui o ano em que essa mesma diretiva estabeleceu que todos os veículos entregues numa instalação de tratamento autorizada não implicariam custos para o último proprietário. Estes dois conjuntos de metas poderão justificar o incremento do número de artigos elaborados nos períodos de 2004 a 2006 e 2007 a 2009. Ou seja, coloca-se como primeira hipótese o facto de nesses períodos ter ocorrido um aumento do número de artigos por ter surgido quer o interesse e necessidade de avaliar possíveis soluções para o cumprimento das metas de reutilização e reciclagem e de reutilização e valorização de 2006, quer a necessidade de avaliar o sucesso ou insucesso verificado no cumprimento dessas mesmas metas de 2006 e de quais as melhores soluções a seguir para se cumprir as metas seguintes, de 2015. Paralelamente, como segunda hipótese, coloca-se o pressuposto de que a meta da entrega sem custos para o último proprietário, em 2007, poderá ter impulsionado a elaboração de artigos que exploravam as implicações da entrada de um esquema de *free take-back*. De maneira a validar estas hipóteses, efetuou-se uma breve análise e verificou-se que dos 16 artigos elaborados, entre 2004 a 2009, oito artigos apresentam uma relação explícita com pelo menos uma das duas hipóteses referidas anteriormente. Mais concretamente, sete artigos (39%) apresentam uma relação direta com a primeira hipótese e dois artigos (11%) com a segunda hipótese (sendo que um deles se integra em ambas as hipóteses). Outros três artigos, entre os 18, subentendem uma relação com a primeira hipótese, no entanto por não ser considerada explícita não foram contabilizados.

Com o intuito de justificar o aumento do número de artigos divulgados entre os anos de 2013 a 2018, colocou-se a hipótese de ter surgido quer o interesse e necessidade de avaliar possíveis soluções para o cumprimento das metas de reutilização e reciclagem e de reutilização e valorização de

2015, quer a necessidade de avaliar o sucesso ou insucesso verificado no cumprimento dessas mesmas metas de 2015. Contudo, após uma análise, averiguou-se que apenas quatro de 18 artigos explicitavam de forma mais direta esta relação causal. Por outras palavras, apenas 22% dos artigos divulgados no período analisado corroboram esta hipótese. Outros três artigos entre os 18, subentendem uma relação com a hipótese elaborada, porém por não ser considerada explícita não foram contabilizados.

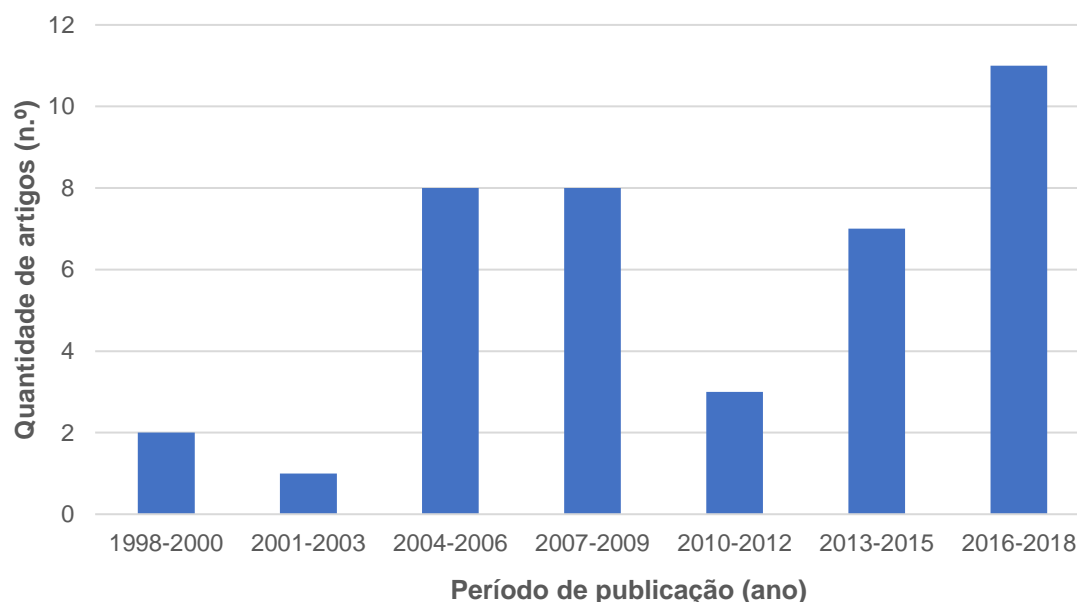


Figura 4.2 – Distribuição do número de artigos pelo correspondente período de publicação

4.1.3. Temáticas Exploradas

Embora a pesquisa tenha sido concretizada de modo a que dentro do possível fossem recolhidos artigos cujo assunto prioritário incidisse sobre instrumentos de política de ambiente aplicados aos VFV, uma leitura dos diversos artigos permitiu constatar que a temática dos VFV era maioritariamente abordada a partir de outras perspetivas que não a dos instrumentos de política de ambiente. Neste contexto, agrupou-se os diversos artigos consoante a temática principal abordada. A Figura 4.3 revela a representatividade de cada categoria de temática principal por quantidade de artigos, sendo que uma análise permite constatar que os instrumentos de política de ambiente apenas podem ser considerados a temática principal analisada em sete artigos, o que representa somente 17,5% do total de artigos analisados. A reduzida quantidade de artigos nesta categoria revela que poderia ter sido dedicada mais atenção à aplicação, desempenho e evolução de instrumentos de política de ambiente ao longo do tempo no domínio dos VFV. A “descontaminação, valorização e/ou reutilização” enquanto categoria integra oito artigos, o que representa 20% do total de artigos, seguindo-se a “análise de ciclo de vida/impactes ambientais” e “resíduos de fragmentação” com sete artigos e de representatividade de 17,5%, respetivamente. A categoria “criminalidade”, com somente um artigo, constitui a categoria com o número de artigos mais reduzido, apresentando uma representatividade de 2,5%.

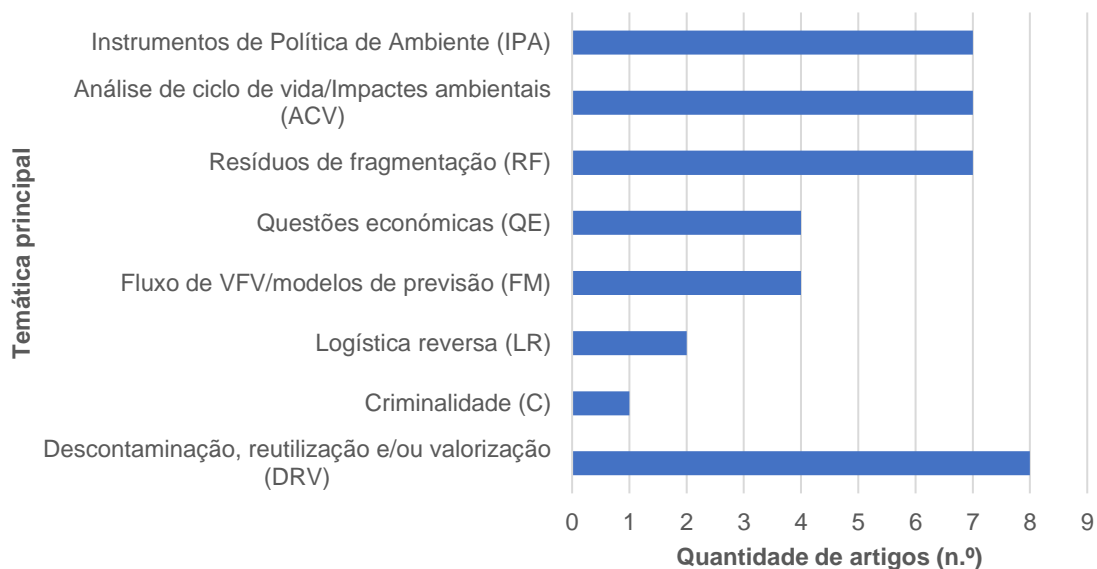


Figura 4.3 - Quantidade de artigos por temática principal

Por sua vez, com o intuito de possibilitar uma análise sobre que temáticas surgem mais frequentemente relacionadas, apresenta-se a Tabela 4.1 em que consta o número de vezes em que uma determinada temática secundária foi abordada em conjunto com uma temática principal. De maneira a facilitar a leitura da tabela, fornecer-se-á um exemplo de como a informação deve ser interpretada consoante uma determinada temática principal. Por exemplo, dos sete artigos cuja temática principal se identificou ser “resíduos de fragmentação”, nenhum abordava exclusivamente essa temática (célula cinzenta com um zero), dois abordavam como temática secundária “análise de ciclo de vida/impactes ambientais”, um remetia ao assunto de “instrumentos de política de ambiente” e seis abordavam questões relacionadas com “descontaminação, reutilização e/ou valorização”. De modo geral, o tema “descontaminação, reutilização e/ou valorização” surge como o assunto mais frequentemente relacionado com outras temáticas, seguindo-se em igual destaque assuntos relacionados com “questões económicas”, “análise de ciclo de vida/impactes ambientais” e “instrumentos de política de ambiente”.

Tabela 4.1 - Distribuição dos artigos pelas temáticas secundárias

		Temática secundária							
		C	LR	FM	QE	RF	ACV	IPA	DRV
Temática principal	Criminalidade (C)	1	-	-	-	-	-	-	-
	Logística reversa (LR)	-	0	-	-	-	-	-	1
	Fluxo de VFV/modelos de previsão (FM)	-	1	1	-	-	-	-	2

(continua na próxima página)

		Temática secundária								
		C	LR	FM	QE	RF	ACV	IPA	DRV	Outros
Temática Principal	Questões económicas (QE)	-	1	-	0	1	-	-	3	-
	Resíduos de fragmentação (RF)	-	-	-	1	0	2	1	6	-
	Análises de Ciclo de Vida/Impactes ambientais (ACV)	-	-	-	-	3	0	-	4	4
	Instrumentos de política de ambiente (IPA)	-	-	-	-	-	-	5	1	1
	Descontaminação, reutilização e/ou valorização (DRV)	-	-	2	5	1	3	4	0	-

Por fim, procedeu-se a uma análise aos artigos recolhidos que se considerou integrarem a categoria dos instrumentos de política de ambiente, de modo a compreender-se sobre quais tipos de instrumentos a investigação científica se tem debruçado mais. Tal como se constata na Figura 4.3, somente sete artigos recolhidos exploram a temática dos instrumentos de política de ambiente, acrescenta-se, contudo, que dois desses artigos não se focavam numa única tipologia de instrumento, explorando em simultâneo duas tipologias. Considerando a Tabela 4.2, onde se apresenta a distribuição dos artigos pelas subcategorias de instrumentos de política de ambiente, verifica-se que a maior ocorrência em número de artigos diz respeito aos instrumentos de controlo e comando (C.C.), com um total de quatro artigos. A menor ocorrência diz respeito aos instrumentos económicos (Ec.), que são explorados em somente dois artigos. Por outro lado, os instrumentos de informação/atuação voluntária (Inf.) são abordados em três artigos. De forma geral, o número de artigos acaba, no entanto, por se revelar próximo entre tipologias de instrumentos, pelo que não se consegue identificar uma clara preferência de investigação por alguma tipologia específica de instrumento de política de ambiente. Verifica-se que não surgiram artigos na pesquisa, relativamente a anos mais recentes, o que poderá ser interpretado como uma conformação ou aceitação geral do sistema de gestão atual, que tem como principal alicerce a Diretiva 2000/53/CE, pela comunidade científica, não sendo considerado prioritário analisar e questionar os instrumentos impostos por esta legislação, nem explorar outros instrumentos opcionais. Assim, a atenção e esforços são desviados para outras áreas aparentemente mais prioritárias, como a determinação de soluções de tratamento a serem adotadas para assegurar o cumprimento das metas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização estabelecidas pela diretiva.

Tabela 4.2 - Distribuição de artigos sobre instrumentos de política de ambiente por subcategorias de tipos de instrumento e por ano de publicação

Subcategoria	Ano																					
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Total
C.C.					1				1		1			1								4
Ec.									1		1											2
Inf.		1			1									1								3

5. Análise da evolução da gestão de veículos em fim de vida e da aplicação de instrumentos de política de ambiente

5.1. União Europeia

5.1.1. Período pré-diretiva de veículos em fim de vida

A problemática dos VFV começou a ser notada nos anos 70, porém somente passadas duas décadas se abordou de forma mais séria, na União Europeia, a gestão deste problema (Orsato *et al.*, 2002). Ao promulgar uma lei de regulação do problema do abandono de veículos, em 1975, a Suécia distinguiu-se dos restantes países por ser o primeiro país a elaborar legislação especificamente para os VFV (Nicolli *et al.*, 2012). A legislação implementada dava a conhecer um esquema de depósito-reembolso que deveria ser colocado em prática dali em diante. Resumidamente, esta legislação estabeleceu que aquando do registo de um novo veículo seria cobrada uma taxa ao proprietário, sendo que, no futuro, o ato de entrega do veículo num centro de desmantelamento licenciado garantiria a atribuição de um prémio monetário ao atual proprietário desse veículo (Forslind, 2007). As verbas para os prémios eram conseguidas a partir das taxas, as quais integravam um fundo para desmantelamento de veículos. A apresentação de um certificado de destruição era um requisito fundamental para que pudesse ser concedido um prémio (Manomaivibool, 2008). Esta iniciativa pretendia, deste modo, garantir que, após perdida a utilidade ou interesse de um veículo, o seu proprietário se sentia motivado a entregá-lo aos operadores indicados, em oposição a simplesmente abandoná-lo num local público ou privado.

Anos mais tarde, a 1 de janeiro de 1998, a Suécia antecipou-se novamente à União Europeia e implementou um ato legislativo, SFS: 1997:1998, que introduziu o princípio da responsabilidade do produtor no fluxo de VFV (Miliute & Plepys, 2009; Manomaivibool, 2008). Em 2001, o ato legislativo SFS: 1997:1998 foi alterado e ajustado à luz da diretiva de VFV (Diretiva 2000/53/CE) (Manomaivibool, 2008). O sistema de depósito-reembolso funcionou em simultâneo com a diretiva durante alguns anos (Manomaivibool, 2008), tendo sido abandonado em julho de 2007 (Lindhjem *et al.*, 2009). Este sistema de depósito-reembolso revela-se um claro exemplo de um instrumento económico colocado em prática, tendo o prémio funcionado como um reforço positivo para a tomada de uma ação considerada ambientalmente desejável. Em termos de desempenho, de acordo com Forslind (2007), durante um longo período de tempo, o esquema apresentou resultados satisfatórios no decréscimo do número de veículos abandonados, porém a sua eficácia foi diminuindo gradualmente. A diminuição do valor real dos prémios, causada por inflação, foi identificada como uma das razões para a deterioração no desempenho deste instrumento. Uma das críticas que pode ser feita a este instrumento, tal como mencionado em Manomaivibool (2008), incide no facto de a taxa recolhida não ter qualquer relação com o desempenho ambiental dos veículos, tendo como único objetivo o financiamento do fundo *Car Scrapping Fund*.

À semelhança da Suécia, a Noruega introduziu também um sistema de depósito-reembolso, em 1978, para veículos de massa inferior a 3,5 t, como meio de incentivo à entrega dos VFV. Embora não faça parte da União Europeia, procedeu à implementação da Diretiva 2000/53/CE (Bragadóttir *et al.*, 2014).

Em 1989, os VFV foram reconhecidos pela União Europeia como um fluxo específico de resíduos (Nakajima & Vanderburg, 2005), passando a constituir um dos seis fluxos específicos cuja gestão se pretendia assegurar através de uma estratégia comum a nível europeu (Smink, 2007). Os anos 90 foram, então, marcados pela criação de um conjunto diversificado de iniciativas que pretendiam gerir a problemática dos VFV, as quais são agrupadas em três categorias: iniciativas a nível de empresa por parte de fabricantes de automóveis, acordos voluntários a nível nacional envolvendo diferentes indústrias e legislação nacional direcionada aos VFV (Zoboli *et al.*, 2000).

A Alemanha constitui um caso interessante a mencionar por num reduzido espaço de tempo ter adotado diferentes abordagens. Numa primeira fase, identificou-se uma abordagem maioritariamente unilateral, sendo que o país despoletou fortes reações nos diversos fabricantes automóveis da Europa ao divulgar uma proposta legislativa bastante ambiciosa que viria impor metas para diferentes tipos de materiais presentes nos veículos e que direcionava por completo a responsabilidade de cumprimento destas metas para os fabricantes de veículos (Aggeri, 1999). Esta proposta de regulamentação defendia três princípios: o princípio da responsabilidade do produtor, a preferência pela prevenção e pela reciclagem em oposição à incineração e deposição em aterro e, por fim, a estimulação do desenvolvimento de produtos de forma ambientalmente consciente (den Hond *apud* Orsato, 2001). O responsável por esta proposta, em 1990, foi o Ministério Federal Alemão do Meio Ambiente, que teria acompanhado previamente diversos estudos da equipa de investigação da indústria automóvel alemã, a FAT (*Forschungsvereinigung Automobiltechnik*). Esclarece-se que foi a FAT que iniciou o debate alemão sobre a temática dos VFV ao elaborar estudos que visavam dar respostas para preocupações que teriam emergido, como por exemplo, a incorporação de plástico na composição dos veículos e as restrições do espaço disponível em aterros sanitários. A proposta legislativa foi recebida de forma maioritariamente negativa pelos fabricantes automóveis por recearem que o cumprimento das suas medidas pudesse resultar em perda de competitividade. Por outro lado, funcionou também como alerta para outros fabricantes automóveis, em outros países europeus, de que a abordagem tomada pelo governo alemão poderia ser também adotada por outros governos e que por isso era necessário começar a agir o quanto antes no sentido da gestão deste fluxo de resíduos (Orsato, 2001).

Já em 1996, em detrimento desta regulamentação inicial, o governo alemão reverteu a sua estratégia e assinou um acordo voluntário semelhante ao de França. Crê-se que a complexidade associada a este problema tenha sido a principal responsável por esta reversão de estratégia. A elevada heterogeneidade dos veículos e diversidade de materiais, a dificuldade em determinar um responsável devido ao elevado número de atores que influenciam a capacidade de reciclagem de um veículo e ainda o conhecimento reduzido sobre técnicas de reciclagem, desmantelamento e separação são alguns dos fatores que desencorajaram o governo alemão (Aggeri, 1999). Entre outros aspetos, o acordo voluntário incluiu o estabelecimento de algumas metas de reciclagem que se revelavam menos exigentes em comparação com as metas estabelecidas anteriormente pela legislação (Orsato, 2001). A 1 de abril de 1998, após anos de debate, o governo alemão colocou finalmente em vigor regulamentação específica para os VFV, focando-se maioritariamente no estabelecimento de requisitos

mínimos para o tratamento dos VFV, como o encaminhamento de 15% da massa total de um veículo para reutilização, a recomendação de remoção de determinadas componentes e o encaminhamento de componentes e líquidos removidos para reutilização ou reciclagem. Embora tenha sido um dos objetivos na primeira proposta em 1990, o princípio da responsabilidade do produtor não é abrangido neste ato legislativo (Lucas, 2001).

Na França, o histórico legal em política de ambiente de resíduos era escasso, pelo que a política de gestão de resíduos detinha contornos pouco sólidos e carecia de dinamização. Em alternativa à implementação de legislação, optou-se por uma abordagem de colaboração entre os diversos atores do sector automóvel para a gestão de VFV, o que resultou na assinatura de um acordo voluntário designado *Accord cadre*, em 1993. A *Compagnie française des ferrailles* (CFC) foi responsável por estimular os primeiros debates sobre VFV com o governo francês e organizações pertencentes à indústria automóvel. O interesse da CFC surgiu aquando da identificação, nos anos 80, do aumento dos custos de deposição de resíduos em aterro como uma ameaça à sua atividade, considerando, por isso, ser necessário alcançar uma solução para os resíduos dos VFV (Orsato, 2001). Todavia, somente, em 1990, quando a França aceitou a responsabilidade de liderar o *European Project ELV Group*, foi tomada a decisão de assinar um acordo voluntário (*Accord cadre*) entre o governo francês, fabricantes automóveis e outras oito associações envolvidas na cadeia de valor do automóvel (Zoboli *et al.*, 2000). No âmbito deste acordo, estabeleceu-se: o princípio de responsabilidade partilhada abrangendo todos os agentes do sector, metas quantitativas de processamento dos VFV sem especificar o tipo de tecnologia a ser utilizada, regras para a partilha de conhecimento entre fabricantes, mercado livre sem a presença de subsídios e, por fim, a criação de comissões que deveriam verificar o cumprimento dos acordos (Aggeri, 1999). O acordo voluntário francês influenciou de modo geral os desenvolvimentos nos restantes estados-membros da União Europeia, até mesmo em países como a Alemanha e a Itália em que a indústria automóvel possuía uma grande influência económica e política (Orsato, 2001).

Inicialmente, no Reino Unido, a intervenção do governo e de agentes a montante da cadeia de valor era mínima na gestão de VFV, sendo que o sistema operava essencialmente com base no princípio do mercado livre, excetuando em situações de recolha de veículos abandonados pelas autoridades locais. No entanto, com a chegada dos anos 90, a indústria automóvel desenvolveu duas iniciativas, sendo a primeira a *Automobile Consortium on Recycling and Disposal* (ACORD) e a segunda a *Consortium for Automotive Recycling CARE* (Manomaivibool, 2008). A responsabilidade partilhada e a coordenação de ações representam os dois princípios fundamentais sobre os quais assentava o ACORD (ACORD 1998; Hulse 1999 *apud* Zoboli *et al.*, 2000). O acordo em questão foi criado em 1991 e era composto por fabricantes de componentes, fabricantes de veículos, dismanteladores e recicladores (Collins *et al.*, 2002). O ACORD pretendia, em primeira instância, evitar a elaboração de uma diretiva europeia, detendo por isso como objetivos: a redução da quantidade de resíduos depositada em aterro, a organização de um sistema de gestão e desenvolvimento de técnicas de valorização e eliminação (Zoboli *et al.*, 2000). Neste âmbito, foram ainda estabelecidas metas de reutilização/reciclagem para os anos de 2002 e 2015 (Collins *et al.*, 2002). Por sua vez, a CARE criada

em 1995, pode ser identificada como um consórcio paralelo ao ACORD, cuja função é descobrir e investigar novas técnicas de valorização e eliminação de resíduos, estudando a sua viabilidade tecnológica e económica (Zoboli *et al.*, 2000).

A Itália prosseguiu uma trajetória ligeiramente diferente das trajetórias alemã e francesa pelo papel fundamental que a principal fabricante automóvel italiana, a FIAT, desempenhou. Os compromissos da empresa com uma melhoria do seu desempenho ambiental em conjunto com a ameaça de uma emergente regulamentação impulsionaram a criação de um projeto pela FIAT (Orsato *et al.*, 2002). O projeto FARE (*Fiat Auto Recycling*), que consistia num acordo voluntário, foi criado em 1992 com o propósito de focar-se em matérias como o desmantelamento, a reutilização de materiais reciclados e na recuperação energética de resíduos de fragmentação. O projeto respeitava os princípios do mercado livre e da responsabilidade partilhada (Zoboli *et al.*, 2000) e envolveu 104 companhias de desmantelamento (Tuddenham *et al.*, 1996). Embora outros fabricantes automóveis tenham também desenvolvido sistemas baseados nos seus esforços ambientais, a Fiat destacou-se por um maior grau de envolvimento no processo de definição do problema e na proposta de soluções (Orsato *et al.*, 2002). Em termos de soluções, é de salientar que a Fiat conseguiu alcançar soluções de mercado para três tipos de materiais reciclados: vidros de janelas, espuma do assento dos bancos e para-choques de plástico (Tuddenham *et al.*, 1996). Um dos principais motivos por detrás da criação do sistema FIAT era a necessidade de se provar que a indústria automóvel era capaz de organizar um sistema de gestão de VFV eficiente sem ser preciso a intervenção do governo. Ainda assim, em 1997, a FIAT acabou por assinar um acordo, "*Protocollo di intensa*", com o governo italiano em que foram estabelecidas metas de reciclagem de 85% para 2002 e 95% para 2010 (Orsato *et al.*, 2002).

No caso da Holanda, em 1995, sucedeu a implementação de um sistema de taxas que consistia na colocação de uma taxa de reciclagem sobre o preço de um veículo novo, na medida em que custos adicionais em centros de desmantelamento e de reciclagem, associados à *Auto Recycling Netherlands* (ARN), seriam financiados por estas taxas (Zoboli *et al.*, 2000). Ou seja, a taxa incumbida ao comprador de um veículo novo seria entregue enquanto um prémio aos operadores de tratamento pelos custos extra que teriam que suportar para conseguir cumprir determinadas taxas de reciclagem, reutilização e valorização (Mazzanti & Zoboli, 2006). A *Auto Recycling Netherlands* era a companhia responsável por gerir o sistema de recolha e reciclagem de VFV, tendo chegado a impor uma meta de reciclagem de 86% até 2000. O sistema da ARN teria sido originado pela colaboração entre as indústrias automóvel, desmanteladora e recicladora (Zoboli *et al.*, 2000). Anteriormente à criação da ARN e deste esquema de taxa/subsídio, fluidos e materiais como o vidro, borracha e plástico não eram removidos, fazendo parte dos resíduos de fragmentação (Collins *et al.*, 2002). Refere-se que, posteriormente, na entrega do veículo em fim de vida, os proprietários ficariam livres de ter que custear um eventual valor negativo da viatura, beneficiando assim de uma forma de *free take-back* (Zoboli *et al.*, 2000). Em suma, a abordagem holandesa aplica, portanto, mecanismos de mercado, que visam o aumento da quantidade de material reciclado (Tuddenham *et al.*, 1996). Este sistema foi, mais tarde, adaptado à Diretiva de VFV, em termos de metas e prazos (Mazzanti & Zoboli, 2006). A Holanda destacou-se dos restantes estados-membros por, à semelhança da Suécia, ter adotado um sistema apoiado em instrumentos

económicos, nomeadamente, num sistema de depósito com fins de subsídio complementado por *free take-back* (Zoboli *et al.*, 2000).

De maneira generalizada, os decisores políticos não ficaram convencidos com os resultados dos diversos acordos voluntários estabelecidos nos países membros da União Europeia, duvidando da seriedade da indústria automóvel em solucionar o problema dos resíduos de VFV (Orsato, 2001). Assim, em 1997, a Comissão Europeia divulgou uma proposta de elaboração de uma diretiva direcionada para a gestão dos VFV. A importância desta regulamentação foi justificada com base em alguns argumentos como, por exemplo, a crença de que apenas este instrumento teria a capacidade de não só garantir o alcance dos objetivos ambientais, como também de permitir a conservação de justiça no comércio e concorrência. Um dos aspetos que despoletou mais controvérsia foi o mecanismo de *free take-back*, sendo que os produtores se opuseram fortemente a serem responsáveis pela entrega dos veículos, em particular, dos veículos que já se encontravam no mercado (Fergusson & IEEP, 2006). Após um extenso período de consulta e negociação, a Diretiva 2000/53/CE entrou finalmente em vigor a 21 de outubro de 2000, esperando-se que a transposição da diretiva para legislação interna de cada estado-membro ocorresse até ao dia 21 de abril de 2002 (Manomaivibool, 2008). Os países detentores de iniciativas próprias, como acordos voluntários, obtiveram permissão para prosseguir com a existência dessas mesmas iniciativas, embora devessem ser alinhadas com o quadro jurídico que se pretendia estabelecer (EC, 1997).

Esta proposta, elaborada sobre o princípio da responsabilidade do produtor, foi encarada com ceticismo por parte da ACEA que apontava a execução inadequada das práticas de desmantelamento e de recuperação de materiais e componentes como a principal fonte de impactos ambientais, achando por isso inadequado que a responsabilidade recaísse somente sobre os fabricantes. Neste sentido, defendia que futura legislação proveniente de preocupações ambientais relativas aos VFV deveria ter como principal foco esses aspetos (CER, 2000; ACEA, 2002 *apud* Smink, 2007). Por outro lado, o *European Group of Automotive Recycling Associations* (EGARA) demonstrava preocupação relativamente à capacidade das companhias de desmantelamento de cumprir os requisitos técnicos presentes na proposta e as repercussões que esses requisitos poderiam implicar na sobrevivência das empresas (CER, 2000 *apud* Smink, 2007).

De forma sumária, no final do ano de 1999, identificava-se a presença de acordos voluntários e de regulamentações sobre os VFV em 10 países da União Europeia (Áustria, Alemanha, Bélgica, Espanha, França, Itália, Holanda, Portugal, Reino Unido e Suécia). Por essa altura, na Finlândia e na Irlanda discutiam-se ainda acordos industriais, enquanto que na Dinamarca se discutia a introdução de legislação (Zoboli *et al.*, 2000). Na Figura 5.1 encontram-se organizadas por ordem cronológica as iniciativas internacionais de gestão de VFV que foram mais relevantes de mencionar ou para as quais se identificou uma maior atenção dedicada na literatura analisada.

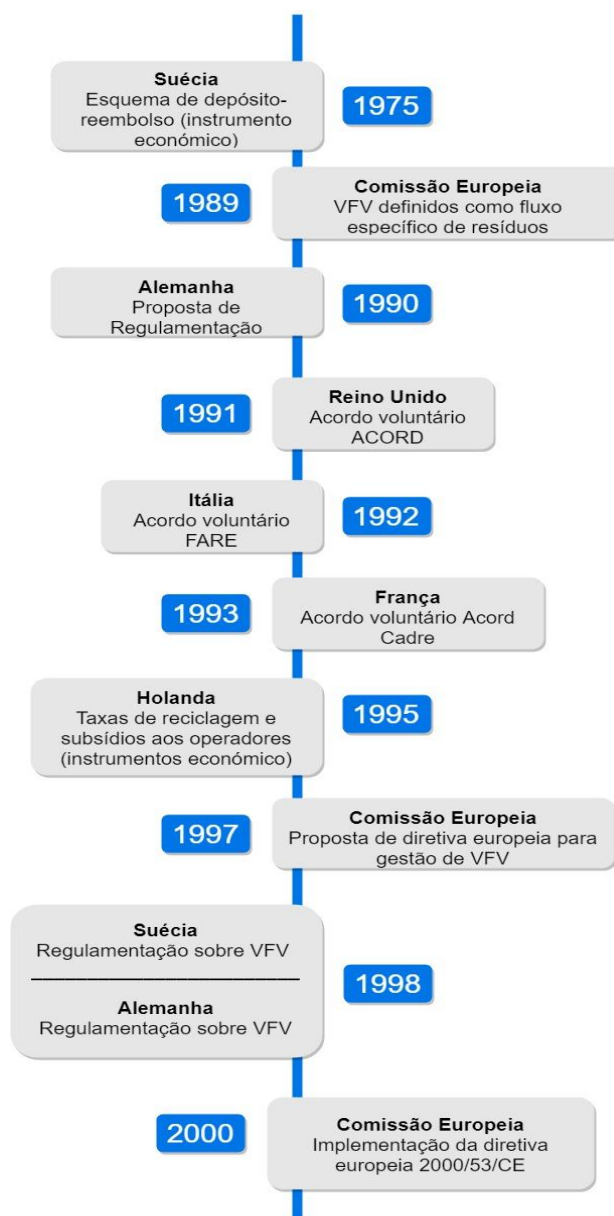


Figura 5.1 - Série temporal de iniciativas de gestão de VFV, na União Europeia

Em termos históricos, os instrumentos de comando e controlo têm vindo a ser utilizados como a dianteira da política de ambiente, no entanto, a gestão internacional do fluxo de VFV revelou-se uma exceção a este paradigma ao ser caracterizada, numa fase inicial, por uma aposta generalizada em acordos voluntários e em instrumentos económicos (à exceção da Alemanha que inicialmente propôs regulamentação que acabou por não seguir em frente). Ao implementar um esquema de depósito-reembolso, a Suécia tornou-se pioneira na gestão de VFV ao introduzir o primeiro instrumento de política de ambiente, mais especificamente, um instrumento económico. A nível da União Europeia, este instrumento económico foi maioritariamente sucedido não por outros instrumentos económicos, mas por uma tendência generalizada de adoção de acordos voluntários puramente industriais ou com o envolvimento do governo. A classificação dos VFV como um fluxo específico pela Comissão Europeia, em 1989, terá sido interpretada pelos estados-membros como uma ameaça eminente de legislação. Os agentes envolvidos no sector automóvel, em particular os fabricantes automóveis, pretendiam a

substituição de regulamentação por um mecanismo que proporcionasse aos seus participantes uma maior margem de flexibilidade. Consequentemente, a vontade da indústria automóvel de evitar a implementação de legislação desencadeou a criação de acordos voluntários. De modo geral, na União Europeia, os acordos voluntários foram construídos sobre o princípio da responsabilidade partilhada, sendo a responsabilidade distribuída pelos diversos agentes e não direcionada somente aos produtores. Era expectável que as iniciativas fossem desenvolvidas neste sentido, uma vez que desde o princípio os produtores se demonstraram poucos recetivos à ideia de a responsabilidade do sistema de gestão recair unicamente sobre si e de, por conseguinte, serem financeiramente responsáveis pelo sistema. Apenas numa fase posterior, se ponderou mais severamente sobre o desenvolvimento de regulamentação que visasse a gestão desta problemática, por se considerar um meio mais eficaz para o cumprimento de objetivos. Tal como mencionado em Zoboli *et al.* (2000), a fase em questão foi marcada por um intenso debate e por fenómenos de *lobbying*, em particular, pelos fabricantes automóveis que tanto quanto possível usaram a sua influência de modo a alcançar uma situação que considerassem mais benéfica. No fim de contas, os acordos funcionaram não como um meio de substituição da legislação, mas como um meio de preparação para a legislação futura. Embora estes instrumentos sejam acompanhados de incertezas quanto à sua capacidade de assegurar o cumprimento de objetivos, a realidade é que permitiram fomentar a cooperação e troca de informação entre os agentes a montante e a jusante da cadeia de valor, como também a investigação e o desenvolvimento de soluções tecnológicas para esta problemática.

5.1.2. Período pós-diretiva de veículos em fim de vida

A Diretiva 2000/53/CE, que entrou em vigor a 18 de setembro de 2000, propõe a criação de um sistema de gestão baseado no princípio da responsabilidade alargada do produtor, que de acordo com o artigo 10.º-A do Decreto-lei n.º 73/2011, de 17 de junho de 2011, consiste em “atribuir, total ou parcialmente, física e ou financeiramente, ao produtor do produto a responsabilidade pelos impactes ambientais e pela produção de resíduos decorrentes do processo produtivo e da posterior utilização dos respetivos produtos, bem como da sua gestão quando atingem o final de vida”.

Com esta diretiva de VFV, pretendia-se essencialmente aumentar a recuperação dos resíduos dos VFV, de modo a que fosse proporcionada uma redução da quantidade de resíduos produzida e uma melhoria do desempenho ambiental (Gerrard & Kandlikar, 2007). Visava-se minimizar a utilização dos aterros enquanto solução de tratamento para os resíduos de VFV (Muñoz *et al.*, 2006). A Figura 5.2 apresenta numa série temporal a entrada em vigor das principais disposições da diretiva de VFV, em particular, a implementação da própria diretiva nos diversos estados-membros encontrava-se prevista para dia 21 de abril de 2002 (Smink, 2007).

A abordagem de gestão da diretiva foi adotada pelos países da União Europeia, possuindo, na atualidade, um papel fundamental nos seus sistemas de gestão. Os requisitos de reporte e de emissão de certificados de destruição implicaram a implementação de novos sistemas, procedimentos e estruturas administrativas, na maioria dos estados-membros. Porém, um conjunto mais reduzido de países, com experiência prévia na gestão de um sistema de deposição de VFV, níveis satisfatórios de

recursos e sistemas administrativos eficazes, conseguiu assegurar uma transição mais suave para a implementação da diretiva, como, por exemplo, a Suécia (Fergusson & IEEP, 2006).



Figura 5.2 - Principais acontecimentos associados à Diretiva 2000/53/CE

Com a implementação da diretiva de VFV sucedeu, então, a introdução de um conjunto diversificado de instrumentos de política de ambiente, os quais se encontram devidamente identificados e organizados por tipologia na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Instrumentos de política de ambiente implícitos na Diretiva 2000/53/CE

Instrumentos de comando e controlo	Instrumentos económicos	Instrumentos de Informação
Metas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização Cancelamento de matrícula dependente de certificado de destruição Restrição de substâncias perigosas Requisitos técnicos mínimos para o tratamento	Entrega gratuita (<i>free take-back</i>)	Informação de desmantelamento Informação para os consumidores

Tal como seria espectável num documento legislativo, a diretiva de VFV incorpora instrumentos de comando e controlo, tendo sido identificados quatro instrumentos presentes na diretiva,

nomeadamente: o cancelamento de matrícula dependente de certificado de destruição, a restrição de substâncias perigosas, as metas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização e os requisitos de tratamento.

As metas de 2006 vieram estabelecer que os estados-membros deveriam tomar as medidas necessárias para que até 31 de dezembro de 2006 fosse assegurado que: a reutilização e valorização de todos os VFV aumentasse para um mínimo de 85% em massa, em média, por veículo e por ano; e a reutilização e reciclagem aumentasse para um mínimo de 80% em massa, em média, por veículo e por ano. Estas metas manter-se-iam até ao final do ano de 2014, sendo que a partir de 1 de janeiro de 2015 passaria a ser exigido um incremento para 95% e 85% dessas metas, respetivamente. Enquadrando-se na categoria de instrumentos de comando e controlo, as metas referidas anteriormente podem ser identificadas como um meio de controlo a que a Comissão Europeia recorreu para se certificar que seriam efetuados esforços para desviar os resíduos dos aterros e dada preferência a outros destinos de tratamento, como a reutilização, reciclagem e valorização energética. De acordo com Jimenez (2003), a entrada em vigor desta diretiva veio expandir a responsabilidade ambiental dos fabricantes de automóveis, obrigando-os a proceder a uma seleção mais cuidada dos materiais utilizados e a repensar o *design* dos veículos, de modo a que estas metas pudessem ser cumpridas.

Uma das medidas introduzidas pela diretiva baseia-se na imposição de criação de sistemas de gestão em que a apresentação do certificado de destruição é um requisito imprescindível no ato de cancelamento da matrícula de um veículo. O certificado de destruição constitui uma componente administrativa importante nos atuais sistemas de gestão, visto que funciona enquanto comprovativo do encaminhamento do veículo para as instalações apropriadas. Com este instrumento de comando e controlo, adquire-se, assim, o controlo sobre o destino fornecido aos veículos, no entanto, para o seu correto funcionamento é necessária a existência de fiscalização que garanta o seu cumprimento.

Outra das imposições da diretiva consiste na interdição de incorporação de determinadas substâncias no fabrico de um veículo, em particular, dos metais mercúrio, chumbo, cádmio e crómio hexavalente, excetuando em algumas aplicações. Esta medida representa um instrumento de comando e controlo na forma de uma proibição, sendo que a urgência associada à necessidade de evitar a futura introdução destas substâncias nos ecossistemas e, consequente, contaminação, terá justificado a colocação de uma ordem direta que proibia a incorporação destas substâncias, a qual foi considerada a maneira mais eficaz de obter os resultados pretendidos. Apesar de existirem outros instrumentos que poderiam incentivar a que os fabricantes reduzissem a presença destes metais (como, por exemplo, a sensibilização para os seus impactes ambientais ou uma taxação na utilização de determinados metais pesados), os instrumentos de comando e controlo são tipicamente considerados mais apropriados em situações de ação urgente.

Outro instrumento de comando e controlo imposto pela diretiva são os requisitos técnicos mínimos para o tratamento, os quais vieram estabelecer comportamentos e equipamentos a ser adotados pelos agentes das operações de tratamentos. Os requisitos técnicos mínimos incidem sobre as instalações de armazenamento e de tratamento, sobre as operações de tratamento para a

despoluição dos VFV e sobre as operações de tratamento a fim de promover a reciclagem. Mais especificamente, foram introduzidos requisitos relativos: aos equipamentos a serem utilizados pelas instalações de tratamento, às condições que devem ser garantidas para que possam decorrer as operações e sobre o próprio modo de procedimento em operações cujo o fim é a despoluição ou a reciclagem (definindo componentes de remoção obrigatória). Enquanto outrora as práticas de tratamento careciam de preocupações ambientais, com a colocação destes requisitos conseguiu-se assegurar um padrão mínimo de tratamento para cada veículo em fim de vida, garantindo, por conseguinte, um tratamento que não representa riscos significativos para o ambiente. A autorização para prática da atividade ou para licenciamento de estabelecimentos de tratamento passou a estar dependente do cumprimento destes requisitos.

Representando um dos principais alicerces do princípio da responsabilidade alargada do produtor, o mecanismo de *free take-back* classifica-se como um instrumento económico, uma vez que procede à desresponsabilização do proprietário, em termos de custos, no ato da entrega, aliciando-o a proceder à realização de uma ação considerada ambientalmente desejável. Outrora, a entrega de um veículo para cancelamento da matrícula e descarte poderia implicar a realização de um pagamento à desmanteladora ou ao centro de receção que se disponibilizava para receber este resíduo, o que conduzia a que os proprietários se sentissem fortemente incentivados a recorrer à prática do abandono (Lee *et al.*, 1992 *apud* Mazzanti & Zoboli, 2006). Por forma a reduzir o abandono de veículos, a diretiva estabeleceu que a entrega das viaturas numa instalação de tratamento autorizada não se traduziria em custos para o último proprietário (Vermeulen *et al.*, 2011). Para tal, e em consequência da introdução do princípio da responsabilidade alargada do produtor na Diretiva 2000/53/CE, os fabricantes de automóveis adquiriram a responsabilidade financeira de gerir os resíduos dos seus produtos, sendo obrigados a garantir a receção gratuita de um veículo do qual o seu proprietário se pretendesse desfazer (Inghels *et al.*, 2016). Existem duas formas de garantir esta receção gratuita: na primeira, os próprios fabricantes asseguram a receção destes resíduos para fins de reutilização, reciclagem ou remanufaturação; numa segunda, essa responsabilidade é delegada a uma terceira parte (Smink, 2007). Deste modo, em países em que não existiam marcas dominantes no mercado, procedeu-se à nomeação de uma organização que estaria incumbida de gerir os VFV em nome das diversas marcas automóveis, tal como é o caso da Valorcar em Portugal. Por outro lado, em países onde se averigua uma representação mais clara por certas marcas, desenvolveram-se sistemas individuais de devolução, como é o caso da Alemanha (Ferrão *et al.*, 2006). A entrega gratuita de todos os veículos entraria em vigor a partir de 2007, passando a abranger não só os veículos colocados no mercado a partir 1 de julho de 2002, como também os veículos colocados no mercado antes dessa última data. Com a incorporação deste mecanismo o que se pretendia verdadeiramente era que os fabricantes adquirissem um interesse financeiro na recuperação dos veículos, enfrentando diretamente as problemáticas de fim de vida, minimizando-as ou solucionando-as por meio do *design* ou pela introdução de materiais recicláveis nos futuros veículos (Edwards *et al.*, 2006).

A diretiva implementou igualmente medidas que integram o grupo de instrumentos de informação voluntária, que podem ser caracterizados como informação compulsória. Uma dessas

medidas consiste no fornecimento por parte dos produtores de informações de desmantelamento para cada tipo de novo veículo colocado no mercado no prazo de seis meses depois do veículo ser comercializado. Esta medida é classificada enquanto instrumento de informação compulsória, devido a compelir os produtores a facultar informação de desmantelamento. O principal objetivo desta medida é assegurar a existência de informação que permita a diminuição da complexidade e do tempo necessário para o processo de desmantelamento. Por outro lado, consegue-se também garantir que os fabricantes não ignorem por completo o desmantelamento na fase de *design* e que adquiram consciência sobre as implicações do seu produto para os operadores de gestão de resíduos.

Outro instrumento de informação incide sobre a obrigatoriedade de os fabricantes de materiais e equipamentos utilizarem normas de codificação de componentes e materiais. Estes métodos de marcação vieram facilitar a identificação dos componentes e materiais que possuem potencial de reutilização e valorização. Este sistema é de grande utilidade no desmantelamento, sendo um dos exemplos a separação de plástico, visto que a grande diversidade de polímeros de plástico incorporados num veículo aumenta a complexidade da sua separação caso não exista nenhum tipo de identificação.

5.2. Portugal

5.2.1. Período pré-diretiva de veículos em fim de vida

Nos anos 90, a indústria de desmantelamento portuguesa carecia de organização, identificando-se somente entre quatro a cinco companhias cujo negócio se focava unicamente no desmantelamento e na recuperação de partes usadas de VFV. A gestão deste fluxo de resíduos era essencialmente predominada pela atividade de “sucateiros”, os quais armazenavam os veículos e restringiam-se a retirar somente as peças com valor económico, o que decorria geralmente sob fracos padrões ambientais. A despoluição não constituía uma prática corrente, sendo abertas exceções ocasionais para óleos e baterias. Por outro lado, a fragmentação ocorria com o único propósito de proporcionar a recuperação de materiais metálicos (Zoboli *et al.*, 2000). Em termos de enquadramento legal, os VFV não eram regulamentados por nenhum documento legislativo especificamente direcionado a este fluxo de resíduos, embora existisse regulamentação para os resíduos num âmbito mais genérico, nomeadamente o Decreto-Lei n.º 239/97 (Dias, 2005 *apud* Rosa, 2009). A 2 de junho de 1999, o governo português assinou um acordo voluntário em conjunto com as indústrias do sector automóvel. Neste acordo participaram (Zoboli *et al.*, 2000):

- Ministério do Ambiente;
- Associação do Comércio Automóvel de Portugal (ACAP);
- Associação Nacional de Recuperadores de Produtos Recicláveis (ANAREPRE);
- Associação Nacional das Empresas do Comércio e da Reparação Automóvel (ANECRA);
- Associação Industrial Portuguesa (AIP);
- Automóvel Club de Portugal (ACP).

O acordo em questão propunha uma redução dos resíduos depositados em aterro até 15% e 5% da massa total de um veículo, em 2005 e 2015, respetivamente, porém explicitava-se que estas

metas deveriam ser ajustadas às da futura diretiva, caso se justificasse. Por outro lado, estabeleceu-se também que a aceitação dos VFV decorreria de acordo com as condições de mercado. Diferentes conjuntos de compromissos foram assumidos pelos fabricantes de veículos e de componentes e pelos operadores de gestão de resíduos. Como exemplo, menciona-se o compromisso dos fabricantes em fomentar investigação e desenvolvimento que visasse o aumento da incorporação de materiais recicláveis e reciclados nos veículos. Por outro lado, um dos compromissos assumidos pelos operadores de gestão de resíduos foi o de realizar o tratamento dos VFV tendo em atenção os requisitos legais, económicos e ambientais (Zoboli *et al.*, 2000).

5.2.1. Período pós-diretiva de veículos em fim de vida

Embora o acordo voluntário tenha simbolizado a primeira política portuguesa de gestão desta problemática, apenas com a entrada em vigor da Diretiva 2000/53/CE, o sistema de gestão de VFV adquiriu contornos mais sólidos (Rosa, 2009). À semelhança dos restantes países da União Europeia, o sistema de gestão português encontra-se alicerçado nesta diretiva, a qual foi inicialmente transposta para direito interno através do Decreto-Lei n.º 196/2003, de 23 de agosto. Recentemente, em 2017, o Decreto-Lei n.º 196/2003 foi revogado pelo Decreto-Lei n.º 152-D/2017, de 11 de dezembro, o qual passou a constituir o documento normativo que estabelece o quadro legal, no domínio da gestão dos VFV, e que veio unificar o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos sujeitos ao princípio da responsabilidade alargada do produtor. Com o Decreto-Lei n.º 152-D/2017, concentrou-se num único diploma as obrigações e os procedimentos aplicáveis em matéria de fluxos específicos de resíduos com responsabilidade alargada do produtor, introduzindo-se igualmente racionalização e coerência no sistema jurídico, definindo não só um conjunto de normas comuns à gestão destes fluxos, como também normas que refletem a natureza específica de cada um desses fluxos de resíduos.

Em consequência da transposição da diretiva, criou-se, em território nacional, um sistema integrado de gestão dos VFV, de maneira a permitir a recolha e tratamento destes resíduos. A nomeação da entidade gestora deste fluxo de resíduos está dependente da atribuição de uma licença por despacho da Agência Portuguesa do Ambiente (APA) e da Direção-Geral de Atividades Económicas (DGEA). Em Portugal, a Valorcar desempenha o papel de entidade gestora do sistema de gestão dos VFV, tendo sido criada em 2003 pela ACAP, pela Associação dos Industriais de Automóveis (AIMA) e pela ANAREPRE, com participações de 90%, 5% e 5%, respetivamente (Valorcar, 2007). Os operadores de gestão de resíduos não são forçados a integrar o sistema de gestão da Valorcar, ficando a integração neste sistema a seu critério. Caso exista interesse, devem candidatar-se aquando da abertura de concursos para seleção de novos centros e cumprir determinados requisitos que são essenciais para a aprovação da candidatura. Esclarece-se que embora, de momento, a responsabilidade do produtor esteja assumida por meio de um sistema integrado, esta pode ser igualmente assumida na forma de um sistema individual ou através da celebração de acordos voluntários entre o produtor e a Autoridade Nacional dos Resíduos, que neste caso é a APA.

A gestão portuguesa dos VFV não se cingiu unicamente a replicar a abordagem europeia, tendo ao longo do tempo surgido outros mecanismos de apoio ao sistema de gestão, em particular, instrumentos de carácter económico que contribuíram para um reforço na entrega dos VFV, pelos

proprietários, aos operadores licenciados. Neste contexto, em 2000, o Decreto-Lei n.º 292-A/2000, de 15 de novembro, deu início a um incentivo fiscal que vigorou até 2010 e que, através de uma benesse financeira aquando da aquisição de um novo veículo, motivava os proprietários de automóveis ligeiros a entregá-los para destruição. A entrega de uma viatura com pelo menos 10 anos resultaria numa redução do imposto automóvel aquando da compra de um automóvel ligeiro novo sem matrícula, admitido ou importado. Mais tarde, em 2014, o governo português voltou a replicar este incentivo, através da Lei n.º 82-D/2014, direcionando-o, no entanto, para a aquisição de veículos elétricos. Com entrada em vigor no ano de 2015, foi colocado em prática um regime excecional de atribuição de um subsídio para a destruição de automóveis ligeiros que detivessem um certificado de matrícula há pelo menos 10 anos. Ao contrário do primeiro incentivo fiscal, o presente subsídio apenas seria concedido caso o proprietário do VFV procedesse à aquisição de um veículo elétrico novo sem matrícula. Embora esta medida tenha sido implementada no sentido de contribuir para uma redução das emissões de gases com efeito de estufa, acabou também por originar efeitos na gestão de VFV, visto que esclarece que os VFV a abater devem ser entregues para destruição nos centros e nas condições legalmente previstas para o efeito. Ambos os incentivos integram a categoria de instrumentos económicos, visto que estimulam um aumento no número de VFV entregues por meio de um incentivo económico de valor positivo.

De periodicidade anual, o Imposto Único de Circulação (IUC), que surgiu em 2007 por meio da Lei n.º 22-A/2007, veio substituir o dístico para afixação no veículo (“selo do carro”). A elaboração deste imposto teve por base o princípio da equivalência, procurando-se que o valor a ser pago pelos contribuintes fosse equivalente aos custos que são causados por eles nos domínios do ambiente, infraestruturas viárias e sinistralidade rodoviária. O IUC coloca um custo adicional nos contribuintes proprietários de um veículo automóvel, sendo que, ao contrário do “selo do carro” (Imposto Municipal sobre Veículos), este imposto não incide sobre a circulação do veículo, mas sim sobre a sua posse. A dispensa do pagamento deste imposto apenas é possível através do cancelamento da matrícula o que, consequentemente, incentiva à entrega dos veículos às entidades competentes e previne a prática do abandono. O IUC conseguiu um papel de destaque no presente sistema de gestão ao constituir o principal mecanismo de desincentivo à prática de abandono e à entrega dos veículos a operadores não licenciados. Este exemplo pode ser considerado uma alternativa ao sistema de depósito-reembolso implementado na Suécia, sendo que, em oposição a este esquema estrangeiro, penaliza os proprietários dos veículos que não entreguem os seus veículos, em vez de os recompensar. Ao fornecer um incentivo para a entrega dos veículos, o IUC revela-se um bom exemplo da complementaridade passível de ser conseguida entre instrumentos económicos e instrumentos de controlo.

No âmbito do funcionamento de operadores ilegais, é de mencionar o lançamento, em 2008, de uma ação nacional de erradicação de depósitos ilegais de VFV que surgiu em sequência de protocolos assinados pela Valorcar com todas as Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Ministério do Ambiente (APA, s.d.).

A evolução das principais políticas públicas de gestão de VFV encontra-se esquematizada na Figura 5.3, sendo que uma breve análise permite averiguar que à semelhança da maioria dos restantes

estados-membros da União Europeia a primeira iniciativa portuguesa de gestão consistiu num acordo voluntário. Contudo, este acordo voluntário surgiu numa fase mais tardia comparativamente aos casos francês, alemão e italiano, sendo já antecipada a entrada em vigor de futura legislação europeia, a qual se encontrava em debate. Conclui-se que, em oposição a alguns casos europeus, o acordo português elaborado não deteve como objetivo evitar a implementação de legislação (que entraria em vigor no ano seguinte), mas sim preparar o país para a receção de futura regulamentação. Uma vez transposta a diretiva para direito nacional, as iniciativas verificadas têm maioritariamente apresentado um carácter de incentivo económico à entrega dos veículos. Estes instrumentos revelam-se importantes, em especial, o IUC, pois permitem colmatar eventuais falhas do princípio assumido pela diretiva, nomeadamente de que a ausência de custos na entrega é incentivo suficiente para que um proprietário entregue o seu veículo nos centros apropriados.

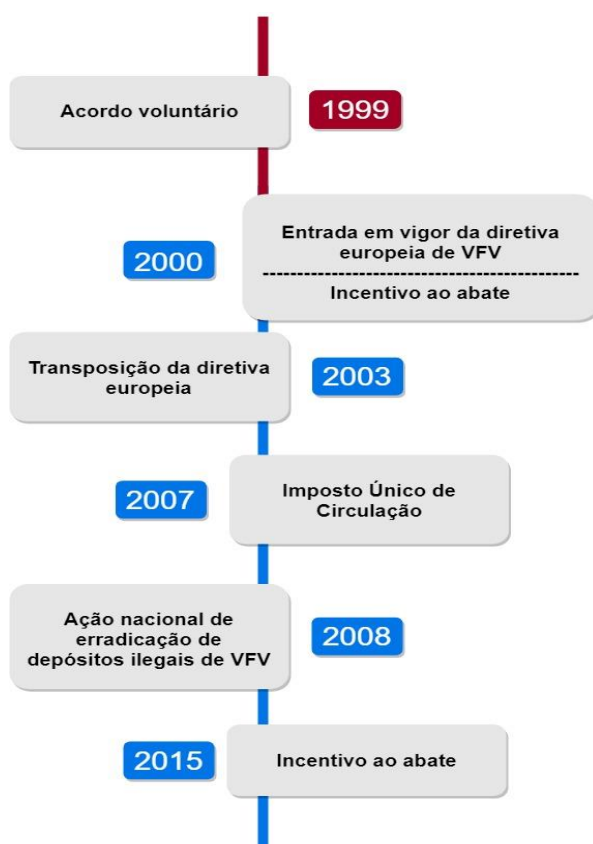


Figura 5.3 - Evolução das políticas públicas de gestão de VFV, em Portugal

6. Visão de *Stakeholders* sobre o sistema de gestão português

6.1. Enquadramento

Na cadeia de valor de um veículo participam diferentes atores desde a fase de produção até à fase de fim de vida, sendo que cada um desses intervenientes detém a sua própria experiência e ponto de vista em relação ao sistema de gestão de VFV. Tendo isto presente, considerou-se relevante entrevistar um conjunto diversificado de agentes do sistema que à partida estariam especialmente bem informados quanto a este sistema, de modo a recolher diferentes perspetivas e, assim, possibilitar uma análise mais completa à implementação e funcionamento do sistema de gestão português de VFV. Nas entrevistas realizadas, colocou-se um conjunto de questões que visavam a identificação de aspetos positivos, de aspetos a melhorar no sistema de gestão e dos principais desafios a serem geridos no futuro. Esclarece-se que as entrevistas foram orientadas tendo por base o princípio de que o sistema de gestão português se encontra fortemente construído sobre a Diretiva 2000/53/CE, que foi transposta para o Decreto-Lei n.º 196/2003, o qual foi posteriormente revogado pelo Decreto-Lei n.º 152-D/2017.

6.2. Aspetos positivos

Um dos principais focos das entrevistas consistiu na identificação dos aspetos positivos associados ao atual sistema de gestão de VFV. De maneira geral, a construção de uma rede de operadores licenciados para a operação de despoluição não só em Portugal, mas na Europa, em resultado da implementação da Diretiva 2000/53/CE, foi apontada como um dos principais aspetos positivos pela maioria dos entrevistados. De facto, anteriormente a ter surgido a legislação europeia, a gestão dos resíduos provenientes de VFV carecia de infraestruturas adequadas e de preocupações ambientais aquando das operações de tratamento. A proibição da incorporação de determinadas substâncias perigosas foi realçada, pelo entrevistado da entidade gestora, como uma das medidas mais bem-sucedidas da legislação, ao nível da prevenção.

Os entrevistados da entidade gestora, do fabricante automóvel e do centro de desmantelamento foram questionados quanto à vantagem de implementação de acordos voluntários (tal como correu inicialmente a nível europeu), para assegurar a gestão de VFV, em oposição a uma diretiva, tendo sido defendido que a diretiva é um instrumento mais adequado para se conseguir os resultados pretendidos e que os resultados de um acordo voluntário poderiam ficar aquém das expectativas. Procurou-se também compreender se a implementação de um sistema alicerçado na diretiva de VFV teria resultado num fortalecimento da comunicação e da troca de ideias entre os fabricantes e os desmanteladores/fragmentadores, averiguando-se um consenso geral sobre um impacto positivo nesse aspeto. Em particular, no caso português, a entidade gestora do fluxo de VFV desempenha um papel de mediadora ou, no mínimo, de articulação entre os produtores e os operadores de gestão de resíduos, visto que se encontram em extremos opostos do circuito de gestão. Em termos de funções da entidade gestora a destacar, o inquirido da entidade incluiu a transmissão de informação desde montante a jusante do sistema e vice-versa. Por exemplo, ao nível do fabricante, é recolhida informação sobre os tipos de materiais a serem incorporados em novos veículos, de modo a que posteriormente sejam estudadas soluções para o tratamento desses materiais. O *feedback* dos operadores de gestão de resíduos é também transmitido aos operadores a montante como, por

exemplo, a incorporação de diferentes materiais numa única peça poder estar a inviabilizar a sua reciclagem. Por diversas vezes, o sistema *International Dismantling Information System* (IDIS) foi referido como um exemplo do fortalecimento da comunicação entre os agentes a montante e a jusante da cadeia de valor. No sentido de tentar compreender a utilidade deste sistema, inquiriu-se o técnico do centro de desmantelamento quanto à utilização deste sistema, tendo sido obtida a resposta de que o sistema IDIS não era utilizado nas instalações em questão, devido ao modelo de negócio praticado. Todavia, o inquirido mencionou que maioritariamente os veículos que são entregues são modelos mais antigos que não foram incorporados no IDIS, pelo que de momento este *software* ainda não se revela de grande utilidade, não sendo ainda possível perceber se estão a advir efeitos positivos da adoção de uma política de *design* para desmantelamento, por parte dos fabricantes. A razão fornecida para a falta de utilização do sistema de informação consistia no facto do modelo de negócio praticado implicar que a remoção de peças fosse efetuada pelos próprios clientes (de uma forma tecnicamente correta) e não pelo estabelecimento em questão.

6.3. Aspetos a melhorar

Os aspetos menos positivos de um sistema devem encontrar-se devidamente identificados, pois apenas quando se tem plena consciência do que precisa ser melhorado se torna possível corrigir e direccionar o sistema de modo a otimizar o seu funcionamento. Os entrevistados foram, portanto, questionados quanto à existência de deficiências na legislação em vigor que resulta da transposição da Diretiva 2000/53/CE, tendo sido identificado na maioria dos entrevistados uma satisfação geral relativamente ao conteúdo exposto na legislação em vigor no Decreto-Lei n.º 152-D/2017. Todavia, o técnico da ONGA crê que a legislação nacional é demasiado permissiva, nomeadamente no que diz respeito ao Código de Estrada (Lei n.º 72/2013). Em concreto, o inquirido afirma que a legislação prevê um extenso conjunto de situações em que o cancelamento de matrícula não se encontra dependente da emissão de um certificado de destruição, o que conduz a que a “exceção” se torne a “regra”. Na opinião do inquirido da entidade gestora, de facto, é necessário um encaminhamento mais eficiente dos veículos para as infraestruturas apropriadas, sendo que tanto a falta de controlo ao nível das autoridades de cancelamento de registo, como as exportações originam desvios no fluxo de VFV recebido. Para além de reforçar a ideia de ser necessário incrementar as taxas de recolha dos VFV, o inquirido de uma das entidades da administração central mencionou ter conhecimento de queixas apresentadas por pessoas que afirmam ter procedido à entrega do veículo para abate e, no entanto, passado cerca de três meses ainda não ocorreu o cancelamento da matrícula (embora a lei imponha um prazo de cinco dias para os centros de abate entregarem a documentação necessária ao IMT).

Outro problema identificado, a partir das entrevistas, é a ausência de uma fiscalização mais assertiva que tenha a capacidade de assegurar a implementação da legislação em vigor. Neste contexto, alguns entrevistados referiram que os centros de tratamento que não se encontram integrados na Rede Valorcar carecem de monitorização adequada, estando esta ao encargo das Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) que possuem escassos recursos humanos. No decorrer das entrevistas foram também denunciadas situações de ilegalidade que poderiam ser solucionadas com uma fiscalização mais adequada. Em particular, na entrevista com o inquirido da

ONGA, é mencionada a existência de situações de cancelamento de matrículas por parte do IMT que ocorrem fora dos parâmetros legais, mais especificamente, em que não é exigido o certificado de destruição quando este deveria constituir um requisito indispensável. O inquirido do centro de desmantelamento/fragmentação revelou também estar a par de situações em que operadores de centros de desmantelamento vendem carcaças de veículos a sucateiros que não as fragmentadoras licenciadas, sendo as carcaças cortadas em fragmentos de dimensão mais reduzida e colocadas no meio de outras sucatas. Assim, é impossibilitado o encaminhamento correto destes resíduos. Foi reconhecido por alguns inquiridos a existência de operadores ilegais no sistema de gestão do fluxo de resíduos, embora em menor quantidade comparativamente à altura em que não existia um sistema de gestão devidamente estruturado.

O inquirido da entidade gestora alertou ainda para uma desvantagem associada à implementação em contexto nacional de uma diretiva, nomeadamente, a ausência de consideração pelo contexto de cada país. Ou seja, embora a nivelação da legislação no espaço europeu apresente as suas vantagens, como a homogeneização dos requisitos de tratamento nos países da U.E. (que consequentemente traz justiça ao mercado), as especificações de cada país acabam por não ser ponderadas. As baterias de lítio representam um exemplo da descontextualização da realidade de cada país, uma vez que, em Portugal, estas baterias têm que ser encaminhadas para exportação, pois não existem estabelecimentos de tratamento no país (o que se traduz em custos mais elevados em Portugal do que em países que possuam estabelecimentos já preparados para a receção destes resíduos).

6.4. Desafios futuros

Nas entrevistas, quis-se também compreender quais são, no entender dos entrevistados, os principais desafios que advirão no domínio dos VFV, sendo que o inquirido de uma das entidades da administração central mencionou a capacidade de manter os centros de desmantelamento dentro da Rede Valorcar e de garantir que a qualidade no seu funcionamento não regride. Esta dificuldade possivelmente estará associada ao facto de existir competição entre os diversos centros de tratamento, sendo que os estabelecimentos poderão considerar desvantajoso estar sujeito a uma fiscalização mais rigorosa, quer por questões económicas quer por questões burocráticas. Segundo o inquirido da entidade gestora, considerando que existe uma cobertura suficiente a nível nacional, o crescente aumento do número de centros de desmantelamento poderá constituir um problema. O aumento do número de centros implicará uma maior concorrência por VFV, o que se pode vir a traduzir numa degradação generalizada dos padrões de tratamento nos centros. Mais concretamente, os operadores poderão ter receio de que a prática dos requisitos exigidos por lei implique um maior consumo de tempo por veículo e que isso signifique que poderão não conseguir tratar todos os veículos que são entregues. Assim, para que não corram o risco de ter que abdicar de veículos (numa realidade em que a sua quantidade é reduzida para o número de centros existentes) poderá suceder uma redução dos seus requisitos de tratamento por parte dos operadores para conseguirem assegurar a receção e tratamento de um número superior de veículos.

Por outro lado, os veículos elétricos foram identificados pelo técnico entrevistado no centro de desmantelamento como o próximo grande desafio a ser enfrentado pelos operadores de

desmantelamento, essencialmente devido às baterias. Enquanto que as baterias de chumbo possuem já um processo de gestão normalizado, existindo operadores preparados para reciclar o chumbo, nas baterias de lítio não existem ainda soluções nacionais, observando-se apenas algumas soluções internacionais, mas sem grande dinâmica. Para além disso, a bateria de lítio coloca problemas de segurança, sendo altamente instável.

Por sua vez, o inquirido do centro de desmantelamento/fragmentação referiu que os elevados custos associados a uma maior valorização dos resíduos de VFV já representam na atualidade, e continuarão a representar, o principal obstáculo a ser ultrapassado. Na opinião do inquirido, as fragmentadoras irão enfrentar sérias dificuldades em manter a sua atividade, pois com o aumento do grau de exigência o processo de tratamento tem vindo a tornar-se economicamente cada vez mais ruinoso (apesar de fisicamente possível). Assim, crê que a colocação de taxas de reciclagem e de valorização demasiado exigentes poderá resultar em inviabilidade económica e, por conseguinte, em desobediência das metas estabelecidas. É ainda referido o facto de as desmanteladoras estarem a introduzir no seu negócio uma elevada quantia de materiais de um veículo que apresentam um valor económico positivo, conduzindo a uma perda de lucro que, no passado, as fragmentadoras obtinham através desses materiais. Todavia, tal como consta na hierarquia dos resíduos, a seguir à prevenção ou redução de resíduos, a reutilização é uma estratégia prioritária comparativamente à reciclagem, valorização energética ou deposição em aterro. A presença de um número superior ao necessário de centros de fragmentação nacionais é apontada pelo inquirido da entidade gestora como uma das principais razões para as dificuldades económicas que estes centros possam vir a enfrentar, pois é criada uma forte concorrência entre si na obtenção de resíduos.

7. Análise do cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE em Portugal

7.1. Enquadramento

Uma diretiva deve ser considerada eficaz e bem-sucedida se se verificar que os seus objetivos foram cumpridos. Assim, de maneira a possibilitar uma análise ao sucesso da implementação e execução da diretiva de VFV em Portugal (devidamente transposta para legislação interna), registou-se os seus objetivos e por meio de relatórios ou outros documentos oficiais ou por entrevistas com *stakeholders* apresentou-se informações e dados recolhidos que corroboram ou não o cumprimento desses mesmos objetivos. Os objetivos da diretiva encontram-se divididos em sete categorias principais: prevenção, recolha, tratamento, reutilização e valorização, normas de codificação/informações de desmantelamento, relatórios e informações e, por fim, execução. A numeração dos objetivos analisados encontra-se alinhada com a numeração apresentada na própria diretiva. Salienta-se que nem todos os objetivos têm necessariamente um carácter de obrigatoriedade, sendo uns mais coercivos do que outros.

7.2. Prevenção

Os objetivos da categoria de prevenção, apresentados na Tabela 7.1, relacionam-se fortemente com os fabricantes de veículos e os fabricantes de materiais e equipamentos. Em Portugal, os fabricantes automóveis existentes dedicam-se essencialmente a produzir veículos para exportação, pelo que a categoria de prevenção se demonstra pouco significativa no sistema de gestão português.

Os primeiros três objetivos (1a, 1b e 1c) focam-se na necessidade de criação de incentivos para os fabricantes, de maneira a que determinados aspetos sejam alcançados. Para além de a legislação nacional, no n.º 1 do artigo 82.º do Decreto-lei n.º 152-D/2017, exigir diretamente que os fabricantes controlem e reduzam a utilização de substâncias perigosas, tenham em consideração o desmantelamento, a reutilização e a valorização na conceção dos veículos e, por fim, integrem uma quantidade crescente de materiais reciclados, verifica-se igualmente a existência de um incentivo financeiro. Este incentivo consiste na existência de um esquema de prestações financeiras diferenciadas em função do impacto ambiental dos produtos e do custo real de gestão dos respetivos resíduos, nomeadamente no que respeita à utilização de substâncias ou misturas perigosas, à incorporação de materiais reciclados, à suscetibilidade para o desmantelamento, à reutilização e à valorização e à facilidade de reciclagem dos produtos e das matérias-primas secundárias com valor económico que contenham, tal como é possível averiguar no n.º 3 do artigo 15.º do Decreto-lei n.º 152-D/2017. Este esquema permite, assim, bonificar os fabricantes que incorporem na sua atividade as preocupações anteriores. Acrescenta-se ainda que no sentido de garantir que estão a ser tomadas ações e efetuados novos esforços no âmbito dos objetivos anteriormente referidos, o n.º 6 do artigo 19.º do Decreto-lei n.º 152-D/2017 prevê que os fabricantes de veículos e importadores se encontrem obrigados a preencher um formulário, elaborado pela APA, em que divulgam as ações levadas a cabo no âmbito dos objetivos 1a, 1b e 1c. Anteriormente à entrada em vigor do presente Decreto-Lei, esta responsabilidade de reporte era delegada aos fabricantes de materiais e de equipamentos para veículos.

O sistema de gestão da Valorcar não inclui, de momento, nenhum fabricante, pois estes apresentam uma atividade económica em que a exportação é o principal destino, sendo somente incluídos importadores de veículos, visto que são quem coloca o produto no mercado português. Entrevistou-se, ainda assim, dois técnicos de uma fábrica automóvel portuguesa, no sentido de perceber quais as ações efetuadas pela respetiva empresa relativamente aos objetivos n.º 1a, 1b e 1c. Todavia, não foi possível recolher informações específicas sobre os esforços desta empresa nestes objetivos, uma vez que o processo de *design* dos veículos fabricados ocorre numa fábrica estrangeira da marca e, por isso, os inquiridos não estavam suficientemente integrados no processo de *design* para conseguirem fornecer informação sobre esta questão. Não foi, então, possível obter informações que confirmassem a existência de esforços que fossem ao encontro dos objetivos n.º 1a e 1b. Todavia, no que diz respeito ao objetivo n.º 1c, foi referido na entrevista que, de modo a facilitar a reciclagem e o desmantelamento, o fabricante automóvel tem vindo a retirar componentes que contaminem a reciclagem e, dentro do possível, tem tentado adotar uma composição mais monomaterial.

O objetivo n.º 2a da prevenção, presente na Tabela 7.1, apresenta uma proibição da incorporação de chumbo, mercúrio, cádmio ou crómio hexavalente em veículos, que inicialmente foi transposta para legislação nacional no n.º 2 do artigo 6.º do Decreto-lei n.º 196/2003 e, posteriormente, para o n.º 2 do artigo 82.º do Decreto-Lei nº 152-D/2017. No Decreto-Lei n.º 196/2003, o prazo de implementação desta medida é adiado para 1 de setembro de 2003, sendo que a própria entrada em vigor da diretiva ocorreu posteriormente ao que era esperado. Uma vez em legislação europeia e nacional será de se esperar que estes objetivos sejam cumpridos, tendo sido explicada numa entrevista com o inquirido da entidade gestora a existência de um organismo internacional de homologação que assegura a ocorrência de um processo de homologação em que é avaliado um conjunto de requisitos, sendo o conteúdo material um dos domínios avaliados, em particular, a presença das substâncias perigosas referidas no objetivo n.º 2a. Se os requisitos forem cumpridos é emitido um certificado de homologação, sendo permitida a comercialização do veículo na União Europeia. No cômputo geral, considerar-se-á que este objetivo não foi cumprido por não ter sido assegurado o prazo proposto pela Comissão Europeia para entrada desta medida, averiguando-se um atraso de três meses.

Em suma, é importante reforçar a ideia de que por ausência de fabricantes em território nacional que dediquem uma percentagem significativa de automóveis para venda em Portugal, o contexto nacional não é o mais adequado para se avaliar a “prevenção” enquanto categoria.

Tabela 7. 1 - Objetivos da categoria "prevenção"

N.º	Objetivos
Prevenção 1a	Criação de incentivos para que os fabricantes de veículos, em colaboração com os fabricantes de materiais e equipamentos, controlem a utilização de substâncias perigosas nos veículos e reduzam o seu uso, tanto quanto possível, a partir da fase de projeto dos veículos

(continua na página seguinte)

Prevenção	1b	Criação de incentivos para que os fabricantes de veículos, em colaboração com os fabricantes de materiais e equipamentos, integrem uma quantidade crescente de material reciclado em veículos e outros produtos
	1c	Criação de incentivos para que nas fases de projeto e produção de veículos novos sejam tomados plenamente em consideração e facilitados o desmantelamento, a reutilização e a valorização
	2a	Assegurar que os materiais e componentes dos veículos comercializados a partir de 1 de julho de 2003 não contenham chumbo, cádmio, mercúrio e crómio hexavalente, exceto nos casos expressamente admitidos pelo anexo XVI do presente decreto-lei do qual faz parte integrante, e nas condições aí especificadas

7.3. Recolha

A Tabela 7.4 apresenta os cinco objetivos da categoria “recolha” presentes na Diretiva 2000/53/CE. O objetivo n.º 1 refere que os Estados-Membros devem garantir a criação de sistemas de recolha para os VFV e, caso se revele tecnicamente viável, das peças usadas provenientes da reparação de veículos particulares e que constituam resíduos. Efetivamente, foi criado um sistema de recolha português para os VFV, tendo-se optado por um sistema integrado em oposição a um sistema individual. No sistema adotado, a responsabilidade pela gestão dos veículos é transferida dos fabricantes ou importadores de veículos para uma entidade gestora devidamente licenciada (Valorcar). No processo de atribuição de licença à entidade gestora, é estabelecido um valor de prestação financeira a ser pago pelos fabricantes e importadores, garantindo assim o financiamento da entidade gestora (APA, 2017). Por outro lado, tal como explicado pelo inquirido da entidade gestora, em comparação com a gravidade e urgência dos VFV enquanto problemática, a criação de um sistema de gestão das peças usadas não terá sido considerada uma questão prioritária em termos ambientais, visto que à partida as oficinas asseguram o devido encaminhamento e tratamento destes resíduos.

Ainda no objetivo n.º 1 é referido que deve ser assegurada a instalação adequada de instalações de recolha no território, sendo que para tal na nova licença da Valorcar (Despacho n.º 2178-A/2018), em vigor de 2018 a 2021, é estabelecido que devem existir:

- a) Seis centros por cada circunscrição territorial distrital com mais de 700 000 veículos ligeiros matriculados;
- b) Quatro centros por cada circunscrição territorial distrital com mais de 200 000 veículos ligeiros matriculados;
- c) Dois centros por cada circunscrição territorial distrital com menos de 200 000 veículos ligeiros matriculados.

Uma vez que a diretiva em questão não estabeleceu uma metodologia a ser utilizada para se assegurar uma disponibilização adequada de instalações de recolha no território, os estados-membros usufruíram de liberdade para selecionar o critério que consideraram mais apropriado. Em Portugal, a metodologia utilizada foi construída com base no número de veículos que se encontram a circular por

distrito, sendo que este valor permite obter uma estimativa do número de VFV que irão surgir ao final de um ano. De seguida, assumindo uma determinada capacidade média de tratamento para os centros, foi determinado o número de centros que seriam necessários para garantir a receção do número de veículos que atingem o seu fim de vida anualmente. Segundo European Commission (2017), foram também adotadas estratégias diferentes por outros estados-membros como, por exemplo, a definição da rede de recolha com base em distâncias máximas até ao próximo ponto de recolha. No relatório de atividades de 2017, da Valorcar, é referido já existir cobertura suficiente em termos de centros de desmantelamento, sendo que a capacidade de desmantelamento instalada já supera (pelo menos no triplo) a quantidade de VFV gerada anualmente. Acrescenta-se que dentro da rede Valorcar se encontravam integrados 92 centros de desmantelamento, no final de 2016 (Valorcar, 2017).

O objetivo n.º 2 refere que se deve garantir que todos os VFV são transferidos para instalações de tratamento autorizadas, sendo este objetivo transposto para o n.º 3 do artigo 80.º do Decreto-Lei 152-D/2017. Este objetivo por si só é bastante ambicioso, uma vez que exige que todos os veículos sejam encaminhados para instalações de tratamento autorizadas, não havendo, teoricamente, margem para que nenhum veículo seja desviado. Apesar de ser a solução ideal, demonstra-se um objetivo bastante difícil de cumprir, visto que existirão sempre eventuais casos de exportação ilegal, de abandono e de entrega a operadores não licenciados. No âmbito deste objetivo, menciona-se o IUC, que permitiu estimular e reforçar a entrega de VFV aos centros de receção ou operadores de desmantelamento licenciados, uma vez que a “ameaça” de uma despesa anual desincentiva seriamente o abandono ou entrega dos veículos a operadores não licenciados. No entanto, ao abrir-se exceções ao cancelamento de matrícula por fim de vida através do Código de Estrada, Lei n.º 72/2013, possibilita-se a ocorrência de situações em que os veículos não sejam encaminhados para os locais apropriados sob falsos pretextos. O cancelamento por desaparecimento do veículo, por não utilização em via pública ou por falta a inspeção são exemplos de exceções que poderão suscitar dúvidas quanto ao verdadeiro destino destes veículos. É relevante destacar a exceção referente ao cancelamento da matrícula por não utilização na via pública, uma vez que contraria o princípio sobre o qual o IUC foi elaborado, nomeadamente, da tributação com base na posse de um veículo e não na circulação desse mesmo veículo.

A Tabela 7.2 apresenta dados pertinentes do IMT relativamente ao número de matrículas canceladas de veículos registados, em 2016, sendo apresentadas as categorias que suscitaram maior preocupação, na perspetiva do entrevistado pertencente à ONGA, pela elevada quantidade de veículos. Portanto, em 2016, ocorreu, o cancelamento de 10 892 matrículas sem necessidade de um certificado de destruição o que significa que esses veículos não terão obrigatoriamente que passar por um centro de abate, estando o seu destino inteiramente sujeito à vontade do proprietário. Verifica-se também a ocorrência de 7 526 cancelamentos de matrícula por alegado desaparecimento do veículo, sendo que, numa primeira análise, não são levantadas preocupações de maior quanto à comunicação de falsos desaparecimentos ao IMT, pois, segundo o Relatório Anual de Segurança Interna de 2017, elaborado pelo Sistema de Segurança Interna, foram denunciados 11 531 e 139 casos de furto e de roubo de veículos motorizados, respetivamente, em 2016 (SSI, 2017). Assim, o número conjunto de furtos e

roubos de veículos é superior ao número de matrículas canceladas por desaparecimento, o que indica que este último não é necessariamente duvidoso, sendo que seria mais inquietante se este se relevasse superior às denúncias feitas. É, no entanto, necessário conhecer a taxa de recuperação de veículos furtados e roubados, da maneira a que se consiga averiguar se o número de veículos que permaneceram desaparecidos coincide com o número de veículos que teve a matrícula cancelada. Apenas deste modo seria possível fundamentar se o número de veículos cuja matrícula foi cancelada por desaparecimento é preocupante segundo a perspetiva de desvio propositado de VFV dos centros de tratamento licenciados. Ressalva-se que é desconhecida a veracidade das denúncias furtos e crimes de veículos, existindo a hipótese de uma parte das denúncias serem falsas. Este desconhecimento da veracidade das denúncias implica que não se consiga assegurar que não estejam a ocorrer denúncias com o único propósito de possibilitar o cancelamento da matrícula sem ser necessária a entrega do veículo nos estabelecimentos apropriados. A linha ténue que separa um veículo em segunda mão de um veículo em fim de vida coloca a exportação como uma situação de alarme, sendo que apenas em 2016 foram exportados 15 096 veículos. As exportações suscitam dúvidas pois um veículo que tenha atingido o seu final de vida pode estar a ser exportados como um objeto usado, e não como um resíduo, com o propósito de ser posteriormente sujeito a tratamento em condições ambientalmente inadequadas. Por sua vez, 3 734 matrículas foram canceladas sob o pretexto de os veículos não se destinarem a circulação na via pública, o que tem como consequência o desconhecimento quanto ao destino final destes veículos quando o seu interesse para o proprietário é perdido. Por outro lado, verifica-se que 16 258 veículos obtiveram a sua matrícula cancelada por falta de transferência de propriedade. Um exemplo de situação abrangida nesta categoria é a entrega de um veículo a um operador não licenciado por desconhecimento da lei por parte do proprietário do veículo, não existindo, por conseguinte, a entrega do certificado de destruição e, por sua vez, o cancelamento de matrícula, permanecendo, assim, o veículo em nome do proprietário.

Torna-se também interessante mencionar que, em conjunto com a Associação Bandeira Azul da Europa (ABAE), a Valorcar lançou uma iniciativa, em 2015, para alunos de escolas a partir do 2º ciclo. Esta iniciativa permitiu reencaminhar veículos abandonados para instalações de tratamento ao mesmo tempo que sensibilizou e consciencializou população mais jovem para a importância da reciclagem e da participação cívica. Mais especificamente, a iniciativa consistiu no registo, de forma rápida e simples, de veículos abandonados, sucatas e lixeiras numa plataforma online, designada “Valorcar – Veículos abandonados”. Ao visualizar uma ocorrência, e com o auxílio da plataforma, o aluno deveria fotografar, identificar na devida categoria e localizar, com recurso ao GPS, a devida ocorrência, sendo que após a denúncia a polícia municipal removeria e deslocaria o veículo para um depósito. Caso o veículo não fosse levantado num prazo máximo de 45 dias, seria declarado como perdido a favor do Estado ou das autarquias locais, sendo posteriormente enviado para tratamento na Rede Valorcar (Valorcar *et al.*, s.d.-c). Findo o período do projeto, as três escolas com os registos mais válidos e completos foram premiadas (Eco-Escolas, s.d.).

Tabela 7.2 - Cancelamentos de matrículas em 2016 que suscitam dúvidas (IMT, 2017)

Motivo de cancelamento de matrícula	Número de cancelamentos
<i>Cancelamento por fim de vida sem certificado de destruição</i>	10 892
<i>Cancelamento por exportação a pedido do interessado</i>	15 096
<i>Cancelamento por desaparecimento do veículo</i>	7 526
<i>Cancelamento por deixar de ser utilizado na via pública</i>	3 734
<i>Cancelamento por falta de transferência de propriedade</i>	16 258
<i>Total</i>	53 506

O objetivo n.º 3 relaciona-se com a necessidade de criar um sistema em que não seja possível cancelar a matrícula de um veículo sem que antes seja apresentado um certificado de destruição. Garante-se, por conseguinte, a transferência do veículo para uma instalação de tratamento adequada, visto que o certificado de destruição apenas é entregue quando esta transferência tiver ocorrido. Efetivamente, este objetivo foi transposto para direito interno no n.º 1 do artigo 85.º do Decreto-Lei n.º 152-D/2007, sendo que atualmente os centros de desmantelamento ao receberem um veículo iniciam o processo de cancelamento do registo de um veículo, emitindo um certificado de destruição para o último proprietário. É exigido ao proprietário a apresentação do cartão de cidadão ou bilhete de identidade e a entrega dos originais do livrete e do título de registo de propriedade do veículo (ou o certificado de matrícula), sendo ainda necessário preencher o impresso modelo 9 do IMT. O operador de desmantelamento deve entregar, num prazo máximo de cinco dias, o original do certificado de destruição ao proprietário/detentor, que fica assim livre de responsabilidades, e, nesse mesmo prazo, remeter ao IMT uma cópia do certificado de destruição, acompanhada da documentação do veículo e do seu proprietário. Por sua vez, o IMT irá proceder ao cancelamento da matrícula e comunicar tal facto à Conservatória do Registo Automóvel para que se proceda também ao cancelamento do registo de propriedade. Embora esteja implementado um sistema que vai ao encontro do objetivo n.º 3, verificam-se falhas no seu funcionamento, uma vez que a Tabela 7.2 revela a existência de um elevado número de veículos que tem a sua matrícula cancelada sem ter sido apresentado um certificado de destruição. Mais precisamente, em 2016, o IMT cancelou a matrícula a 10 892 veículos sem ser necessária a apresentação do certificado de destruição, incorrendo assim numa contraordenação ambiental grave. Adicionalmente, como foi referido anteriormente, o Código de Estrada, Lei n.º 72/2013, abre um conjunto de situações para as quais é possível conseguir o cancelamento da matrícula sem entregar o veículo num estabelecimento adequado.

O objetivo n.º 4 refere que a entrega de um veículo em fim de vida numa instalação de tratamento autorizada não pode implicar custos para o último proprietário/detentor, o que aparece explícito na legislação portuguesa no artigo n.º 5 do artigo 84.º do Decreto-Lei n.º 152-D/2017. A aplicação desta exigência pode ser averiguada pela realização de queixas de proprietários de veículos que ao quererem entregar o seu veículo de forma gratuita se tenham deparado com situações anómalas. Não tendo sido apresentadas queixas neste sentido, segundo o inquirido da entidade

gestora, considera-se que este objetivo tem vindo a ser cumprido, sendo que foi igualmente explicado pelo entrevistado que o facto de os VFV apresentarem um valor económico positivo conduz a que não exista necessidade de cobrar a entrega do veículo aos proprietários.

O objetivo n.º 5 refere que os Estados-Membros devem garantir o reconhecimento e aceitação mútuos, por parte das autoridades competentes, dos certificados de destruição emitidos noutros Estados-Membros. Este mecanismo pode ser muito pertinente, por exemplo, quando ocorre um acidente com um veículo de matrícula portuguesa num país estrangeiro e o proprietário já não poderá trazê-lo de volta a Portugal, tendo de abater o veículo no país em que ocorreu o acidente, ou vice-versa. Na legislação portuguesa, este objetivo é abordado no n.º 9 do artigo 85.º do Decreto-Lei n.º 152-D/2017, em que é reconhecida a validade dos certificados de destruição emitidos noutros países pertencentes à União Europeia, desde que contenham as informações requeridas no anexo XVIII do Decreto-Lei n.º 152-D/2017. Segundo Valorcar (2017), dos VFV recebidos pela Rede Valorcar, 3,3% possuem nacionalidade estrangeira, o que confirma que em Portugal estão a ser aceites veículos de matrícula estrangeira. Relativamente à aceitação dos certificados emitidos em Portugal apenas se pode supor que deverão igualmente ter validade em toda a União Europeia.

Tabela 7.3 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “recolha”

N.º	Objetivos
Recolha	1
	2
	3
	4
	5

	<ul style="list-style-type: none"> - Garantir a criação, por parte dos operadores económicos, de sistemas de recolha de todos os VFV e na medida do que for tecnicamente viável, das peças usadas provenientes da reparação de veículos particulares e que constituam resíduos - Assegurar a disponibilização adequada de instalações de recolha no território
	Garantir que todos os VFV sejam transferidos para instalações de tratamento autorizadas
	Criação de um sistema em que a apresentação de um certificado de destruição constitua um requisito indispensável para o cancelamento do registo de um VFV
	A entrega de um veículo numa instalação de tratamento autorizada deve ser efetuada sem custos para o último detentor e/ou proprietário
	Os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para garantir o reconhecimento e aceitação mútuos, por parte das autoridades competentes, dos certificados de destruição emitidos noutros Estados-Membros

7.4. Tratamento

Na Tabela 7.5, encontram-se apresentados os objetivos da categoria “tratamento” da Diretiva 2000/53/CE. Segundo o objetivo n.º 1, os VFV devem ser armazenados e tratados de maneira a que não sejam criados:

- a) riscos para a água, ar, solo ou fauna;
- b) incómodos por ruído ou cheiros;
- c) danos aos locais e às paisagens.

Paralelamente, a diretiva apresenta ainda requisitos técnicos mínimos que devem ser cumpridos. Esses requisitos mínimos para a armazenagem e tratamento de VFV encontram-se, atualmente, transpostos para o anexo XIX do Decreto-lei n.º 152-D/2017. No entanto, a legislação portuguesa adotou uma abordagem mais exigente, adicionando outros requisitos que não constam na diretiva. Por exemplo, na diretiva são apresentados somente dois requisitos mínimos para as instalações de armazenagem de VFV, os quais incidem sobre a necessidade de superfícies impermeáveis, de sistemas de recolha de derramamentos, de decantadores, de purificadores-desengorduradores e de equipamentos para tratamento de águas. Em legislação nacional, são acrescentados outros requisitos como a necessidade de uma vedação que impeça o livre acesso às instalações, equipamento de combate a incêndios e um sistema de registo do destinatário dos VFV recebidos. Verifica-se, portanto, que, em termos legislativos, ocorreu a implementação dos requisitos para legislação nacional e que esses mesmos requisitos elaborados em parte previnem os riscos para a água, ar, solo ou fauna. Neste contexto, importa também referir que o n.º 2 do artigo 80.º Decreto-Lei nº 152-D/2017 menciona que “os operadores de receção, transporte e tratamento são responsáveis por desenvolver a sua atividade sem colocar em perigo a saúde pública e o ambiente”. Para além disso, deve-se considerar que previamente ao início do funcionamento dos centros de gestão de resíduos deverá ter ocorrido, no âmbito do ordenamento do território, uma análise e ponderação sobre possíveis impactes futuros como o ruído, cheiros e danos aos locais e às paisagens, aquando do pedido de licenciamento.

De maneira a garantir que os requisitos técnicos são cumpridos e o funcionamento dos centros é monitorizado, a Valorcar monitoriza os centros da Rede Valorcar, quer por visitas não anunciadas quer por auditorias, tal como é possível observar na Tabela 7.4. A tendência da realização de visitas não anunciadas e de auditorias é de aumento, tendo vindo a existir uma maior aposta nas visitas não anunciadas do que nas auditorias, o que talvez possa ser explicado pelo facto de as visitas não anunciadas pretenderem captar um “retrato” do que se passa num dia normal no funcionamento de um centro e de serem uma iniciativa que requer menos tempo (cerca de duas horas) do que a realização de uma auditoria (que tende a durar um dia). Os vidros não removidos e as baterias armazenadas em contentor não estanque ou ao céu aberto são duas das inconformidades identificadas mais reincidentes nas visitas não anunciadas (Valorcar, 2017). Os centros fora da Rede Valorcar estão sujeitos a vistorias por parte das CCDR. Dentro ou fora da rede, os centros poderão estar sujeitos a visitas esporádicas da Polícia de Segurança Pública e da Inspeção-Geral da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território (IGAMAOT). À semelhança do objetivo n.º 1, os objetivos n.ºs 3ª (transposto para o n.º 4 do artigo 87.º do Decreto-Lei n.º 152-D/2017), 3b e 3c (transposto para o n.º 3 do artigo 87.º do Decreto-Lei n.º 152-D/2017) deverão estar a ser assegurados por monitorizações da Valorcar nos centros da Rede Valorcar e por vistorias das CCDR nos centros fora da Rede Valorcar.

Tabela 7.4 - Evolução dos centros de abate da Rede Valorcar, das visitas não anunciadas, das visitas não anunciadas sem deteção de não conformidades e das auditorias intercalares (Valorcar, 2011; Valorcar, 2014; Valorcar, 2017)

	Centros de abate da Rede Valorcar (n.º)	Visitas não anunciadas aos centros da Rede Valorcar (n.º)	Visitas sem deteção de não conformidades (%)	Auditorias intercalares aos centros da Rede Valorcar (n.º)
2005	11	29	s.d.	s.d.
2006	15	56	s.d.	s.d.
2007	34	67	s.d.	s.d.
2008	43	70	46	s.d.
2009	60	57	51	s.d.
2010	65	98	43	s.d.
2011	71	99	64	s.d.
2012	75	107	49	0
2013	79	102	53	13
2014	83	105	55	9
2015	87	92	54	13
2016	92	142	37	15
2017	93	145	45	14

O objetivo n.º 2 refere ser necessário obter uma autorização ou efetuar uma inscrição junto às autoridades competentes para que um estabelecimento possa realizar operações de tratamento. Esta autorização é mencionada no n.º 2 do artigo 87.º do Decreto-Lei n.º 152-D/2017, estando estabelecido que as operações de tratamento estão sujeitas a licenciamento nos termos do disposto no Regime Geral de Gestão de Resíduos, assim como aos requisitos técnicos mínimos constantes dos n.ºs 2 e 3 do anexo XIX desse mesmo decreto-lei. O exercício de operações de tratamento de VFV sem obtenção de licença é considerado uma contraordenação ambiental muito grave.

De forma sumária, no objetivo n.º 4 é mencionado que a autorização ou inscrição, junto de autoridades competentes, de qualquer estabelecimento ou empresa que pretenda efetuar operações de tratamento deve requerer a reunião de um conjunto de condições que permita assegurar o cumprimento dos objetivos n.ºs 1, 2 e 3. Em adição ao que foi constatado para os objetivos n.º 2 e 3, importa referir que no n.º 2 do artigo 87.º do D.L. n.º 152-D/2017 se encontra estabelecido que o licenciamento das operações de tratamento se encontra condicionado pelo cumprimento dos termos dispostos no Regime Geral de Gestão de Resíduos, bem como pelos requisitos técnicos mínimos constantes direcionados às instalações de desmantelamento e fragmentação e às operações de despoluição e de promoção da reutilização e reciclagem, presentes nos n.ºs 2 e 3 do anexo XIX (estando assim considerado o objetivo n.º1). Consoante a reincidência, o incumprimento dos objetivos n.ºs 1, 2 e 3 poderá certamente resultar no encerramento da atividade de um determinado estabelecimento.

Por fim, o objetivo n.º 5 menciona a necessidade de haver incentivos para que empresas que efetuem operações de tratamento implementem sistemas de gestão ambiental devidamente

certificados. O inquirido da entidade gestora explicou que o incentivo fornecido pela entidade ocorre através de um sistema de classificação em cinco categorias (A++ a C) do desempenho anual dos centros pertencentes à rede da entidade gestora, sendo que a fórmula que devolve a classificação incorpora a implementação de um sistema de gestão ambiental como uma componente de avaliação. Assim, os centros com um sistema de gestão ambiental apresentam uma vantagem na classificação. Neste âmbito, é pertinente mencionar que, segundo Valorcar (2017), no final de 2017, a Rede Valorcar apresentava 26 centros com sistemas de gestão certificados em qualidade e/ou ambiente.

Tabela 7.5 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “tratamento”

N.º	Objetivos
Tratamento	Garantir que todos os VFV sejam armazenados (incluindo o armazenamento temporário) e tratados de acordo com os requisitos gerais previstos no artigo 4.º da Directiva 75/442/CEE e com os requisitos técnicos mínimos previstos no anexo I da presente diretiva, sem prejuízo das regulamentações nacionais em matéria de saúde e ambiente.
	Garantir que qualquer estabelecimento ou empresa que efetue operações de tratamento obtenha uma autorização ou esteja inscrito junto das autoridades competentes, nos termos dos artigos 9.º, 10.º e 11.º da Diretiva 75/442/CEE.
	Garantir que em qualquer estabelecimento ou empresa que proceda a operações de tratamento cumpra, no mínimo, a seguinte obrigação: - Os VFV devem ser totalmente despojados antes de se proceder ao seu tratamento subsequente, ou devem ser tomadas disposições equivalentes, a fim de reduzir qualquer impacto ambiental adverso. Os componentes ou materiais rotulados ou de outro modo identificados nos termos do n.º 2 do artigo 4.º devem ser removidos antes de se proceder a qualquer outro tratamento.
	Garantir que em qualquer estabelecimento ou empresa que proceda a operações de tratamento cumpra, no mínimo, a seguinte obrigação: - Os materiais e componentes perigosos devem ser removidos, seleccionados e separados de forma a não contaminarem os resíduos retalhados dos VFV.
	Garantir que em qualquer estabelecimento ou empresa que proceda a operações de tratamento cumpra, no mínimo, a seguinte obrigação: - As operações de despojamento e o armazenamento devem ser efetuados de maneira a garantir a possibilidade de reutilização e valorização, especialmente de reciclagem, dos componentes dos veículos. N.º 3 do artigo n.º 87
4	Tomar as medidas necessárias para garantir que a autorização ou a inscrição referidas no n.º 2 incluam todas as condições necessárias ao cumprimento dos requisitos previstos nos n.ºs 1, 2 e 3.

(continua na página seguinte)

	N.º	Objetivos
Tratamento	5	Incentivar os estabelecimentos e empresas para que efetuem operações de tratamento a utilizar sistemas de gestão ambiental devidamente certificados

7.5. Reutilização e valorização

Na Tabela 7.7, encontram-se apresentados os objetivos direcionados aos estados-membros da União Europeia sobre a categoria “reutilização e valorização”, sendo que o objetivo n.º 1 consiste na criação de incentivos, por parte dos Estados-Membros, à reutilização efetiva das componentes reutilizáveis e a valorização dos componentes não passíveis de reutilização, com preferência pela reciclagem. Já em legislação nacional, este aspeto é abordado no n.º 5 do artigo 81.º do Decreto-Lei nº 152-D/2017, sendo a responsabilidade de concretização de medidas transferida diretamente para os operadores. Neste âmbito, é relevante mencionar que, desde 2010, tem sido mantida uma parceria entre a Valorcar e a empresa Ambiente e Valorização Energética (AVE) com o intuito de promover ações de investigação/desenvolvimento e de sensibilização para garantir uma solução duradoura de valorização dos resíduos de fragmentação, por meio de produção de um combustível alternativo que possa ser utilizado na indústria cimenteira em substituição dos combustíveis tradicionalmente utilizados, como o carvão (Valorcar, 2017). Embora a diretiva refira que deva ser dada preferência à reciclagem, os estudos elaborados têm sido maioritariamente no sentido da valorização energética. Por outro lado, em termos de reutilização, os inquiridos de umas entidades da administração central e da entidade gestora mencionaram não existir incentivos por a reutilização se revelar um negócio lucrativo, sem necessidade de estimulação do mercado.

O objetivo n.º 2 é um dos principais objetivos da diretiva, no qual são estabelecidas metas para as taxas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização, para os anos de 2006 e 2015. Em 2006, era esperado que os estados-membros apresentassem uma taxa de reutilização e reciclagem de 80%, em massa, em média, de cada VFV, e de 85% relativamente à taxa de reutilização e valorização. Já em 2015, esperava-se que os estados-membros conseguissem alcançar uma taxa de reutilização e reciclagem de 85%, em massa, em média, de cada VFV, e de 95% relativamente à taxa de reutilização e valorização. Uma breve análise à Figura 7.1 permite verificar que, a nível nacional, as metas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização de 2006 foram cumpridas com sucesso no seu período de vigência (2006 a 2014). Contudo, as segundas metas mais exigentes, previstas para 2015, não foram alcançadas, tendo a meta de reutilização/reciclagem ficado 1% abaixo e a meta de reutilização/valorização 2,3% abaixo. Em 2016, o desempenho regrediu ligeiramente, ficando a meta de reutilização/reciclagem 1,5% abaixo e a meta de reutilização/valorização 2,9% abaixo

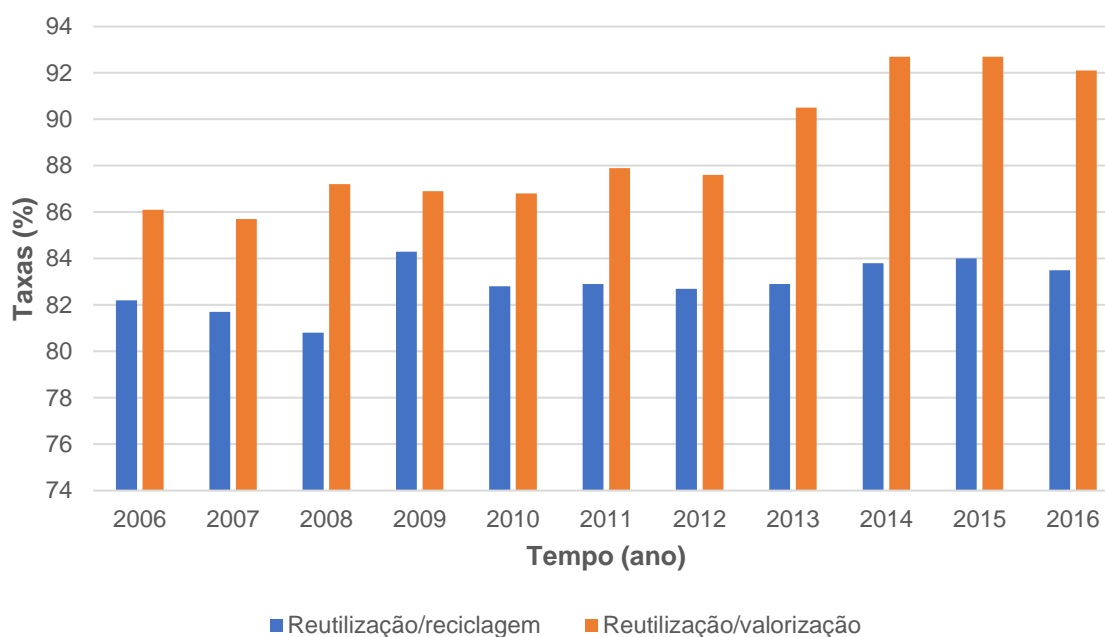


Figura 7.1 - Taxas de reutilização/reciclagem e reutilização/valorização, entre 2006 e 2016 (Eurostat, 2018c)

Em Valorcar (s.d.-d), são reportados os resultados anuais dos centros de abate integrados na Rede Valorcar relativamente às taxas anteriormente referidas, os quais permitem concluir que foi assegurado o cumprimento das metas propostas pela diretiva nos centros pertencentes à rede, tal como é possível observar na Tabela 7.6. Assim, conclui-se que o incumprimento das metas em Portugal pode ser explicado por um desempenho menos satisfatório dos centros fora da Rede Valorcar.

Tabela 7.6 - Taxas de reutilização e reciclagem e de reutilização e valorização na Rede Valorcar, entre 2009 a 2017 (Valorcar, s.d.-d)

		Tempo (ano)								
		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Taxa de Reutilização e Reciclagem	Meta	≥80	≥80	≥80	≥80	≥80	≥80	≥85	≥85	≥85
	Resultado	85,1	84,2	84,6	85,0	85,0	86,7	87	87,1	87,2
Taxa de Reutilização e Valorização	Meta	≥85	≥85	≥85	≥85	≥85	≥85	≥95	≥95	≥95
	Resultado	87,8	88,3	89,7	90,1	92,7	95,8	95,8	95,9	95,9

Tabela 7.7 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “reutilização e valorização”

	N.º	Objetivos
Reutilização e valorização	1	Incentivo à reutilização efetiva dos componentes reutilizáveis, a valorização dos não passíveis de reutilização e a preferência pela reciclagem, sempre que viável do ponto de vista ambiental, sem prejuízo dos requisitos de segurança dos veículos e do ambiente, tais como o controlo das emissões para a atmosfera e do ruído.
	2	<ul style="list-style-type: none"> - Em 2006, a reutilização e a valorização devem ser aumentadas para 85%, em massa, em média, de cada VFV; já a reutilização e a reciclagem devem ser aumentadas para 80%, em massa, em média, de cada VFV; - Em 2015, a reutilização e a valorização devem ser aumentadas para 95%, em massa, em média, de cada VFV; já a reutilização e a reciclagem devem ser aumentadas para 85%, em massa, em média, de cada VFV.

7.6. Normas de codificação/informação de desmantelamento

Na Tabela 7.8, são apresentados os objetivos relativos à categoria “normas de codificação/informações de desmantelamento”, sendo que o objetivo n.º 1 incide sobre a necessidade de garantir que os produtores, em colaboração com os fabricantes de materiais e equipamentos, utilizam normas de codificação de componentes e materiais, de maneira a facilitar a identificação dos componentes e materiais passíveis de reutilização e valorização. Neste âmbito, o n.º 1 do artigo 83.º refere que para rotulagem e identificação de componentes e materiais de veículos, os fabricantes ou importadores de veículos, em colaboração com os fabricantes de materiais e de equipamentos, devem utilizar a nomenclatura das normas ISO de codificação referidas no anexo XVII do D.L. n.º 152-D/2017. A partir das entrevistas com os inquiridos da entidade gestora e de uma das entidades da administração central, retirou-se a conclusão que existem organismos internacionais e nacionais de homologação de veículos que deverão assegurar o cumprimento deste objetivo.

Relativamente aos objetivos n.º 3 e n.º 4, estes encontram-se transpostos para legislação nacional nos n.º 4 e n.º 6 do artigo 83.º do D.L. n.º 152-D/2017. O cumprimento destes objetivos é garantido não necessariamente a um nível nacional, mas sim a um nível internacional, por meio do *software* IDIS, que resulta de uma iniciativa internacional de colaboração entre fabricantes automóveis. O sistema em questão fornece informação sobre o pré-tratamento e desmantelamento de VFV, de maneira a facilitar estes procedimentos e a torna-los seguros e economicamente viáveis. No final de 2016, foi lançada a versão 6 deste *software*, o qual contempla informação sobre 77 marcas e 2 869 modelos (IDIS, s.d.). Embora o IDIS seja um programa elaborado por fabricantes automóveis, é credível afirmar que as informações fornecidas pelos fabricantes automóveis resultam de um processo de comunicação com os fornecedores de componentes e materiais com os quais têm um contrato estabelecido.

Tabela 7.8 - Cumprimento dos objetivos da categoria de “normas de codificação/informações de desmantelamento”

	N.º	Objetivos
Normas de codificação/informações de desmantelamento	1	Tomar as medidas necessárias para garantir que os produtores, em colaboração com os fabricantes de materiais e equipamentos, utilizem normas de codificação de componentes e materiais, em especial para facilitar a identificação dos componentes e materiais passíveis de reutilização e valorização.
	3	Tomar as medidas necessárias para garantir que os produtores forneçam informações de desmantelamento para cada tipo de novo veículo colocado no mercado no prazo de seis meses depois do veículo ser comercializado.
	4	Sem prejuízo da confidencialidade comercial e industrial, os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para garantir que os fabricantes de componentes utilizados em veículos facultem às instalações de tratamento autorizadas, na medida em que estas o solicitem, as devidas informações sobre o desmantelamento, a armazenagem e o controlo dos componentes que podem ser reutilizados.

7.7. Relatório e informações

A Tabela 7.9 apresenta os objetivos pertencentes à categoria “relatório e informações”, sendo que o primeiro objetivo explicita que, de três em três anos, os Estados-Membros devem apresentar um relatório à Comissão Europeia sobre a execução da diretiva em questão. De facto, o primeiro decreto-lei a transpor a diretiva para legislação nacional, Decreto-Lei n.º 196/2003, explicita que o Instituto dos Resíduos (já não existente) deveria elaborar esse relatório e disponibilizá-lo ao público, tendo ainda de o enviar à Comissão Europeia dentro de um prazo de nove meses a contar do final do período de três anos. Contudo, no Decreto-Lei n.º 2000/53/CE esta obrigação não é mencionada. Numa entrevista a uma das entidades da administração central, foi esclarecido que esta função pertence atualmente à APA e que, para além de relatórios anuais, são elaborados e apresentados relatórios trianuais. Foi também explicado que por ter sido considerado desnecessário reforçar esta obrigação do Estado Português de reportar informações à Comissão Europeia não se colocou no decreto-lei referido anteriormente, não querendo isso dizer que a APA ficou dispensada dessa função.

No que diz respeito ao objetivo n.º 2, as informações relativas à conceção dos veículos e seus componentes, tendo em vista a sua capacidade de valorização e reciclagem, são obtidas por formulários preenchidos pelos importadores e fabricantes, que foram previamente elaborados pela APA, no âmbito do Relatório Anual de Prevenção. Em termos de publicação de informações relativas aos restantes aspetos do objetivo n.º 2, averiguou-se que os relatórios de atividade da Valorcar vão ao encontro do que é proposto. Por sua vez, a APA também participa na divulgação dos progressos em matéria de valorização e reciclagem a nível nacional (efetuando a compilação dos resultados dos centros dentro e fora da Rede Valorcar).

Tabela 7.9 - Cumprimento dos objetivos da categoria "relatório e informações"

N.º	Objetivos
Relatório e informações	1 De três em três anos, apresentar um relatório à Comissão sobre a execução da presente diretiva
	2 Exigir sempre aos operadores económicos interessados a publicação de informações relativas: <ul style="list-style-type: none"> — à conceção dos veículos e seus componentes, tendo em vista a sua capacidade de valorização e reciclagem, — ao tratamento ecologicamente correto dos VFV, e em especial à remoção de todos os fluidos e ao desmantelamento, — ao desenvolvimento e otimização de formas de reutilização, reciclagem e valorização dos VFV e dos respetivos componentes, — aos progressos realizados em matéria de valorização e reciclagem no sentido de reduzir a quantidade de resíduos a eliminar e aumentar as taxas de valorização e reciclagem

7.8. Execução

A Tabela 7.10 apresenta os objetivos pertencentes à categoria “relatório e informações”, sendo que o objetivo n.º 1 estabelece um prazo para a colocação em vigor das disposições legislativas, regulamentações e administrativas necessárias para dar cumprimento à Diretiva em questão. Em termos práticos, a transposição da Diretiva para direito interno aconteceu posteriormente ao prazo colocado de 21 de abril de 2002, sendo que as disposições do Decreto-Lei n.º 196/2003 entraram em vigor somente um ano e quatro meses após a data estabelecida, mais especificamente, a 23 de agosto de 2003. De acordo com Fergusson & IEEP (2006), um número significativo de estados-membros falhou em implementar a diretiva dentro do prazo estabelecido.

O objetivo n.º 2 refere que deve ser comunicada à Comissão Europeia o texto das principais disposições de direito interno que forem aprovados nas matérias reguladas pela presente diretiva. O relatório sobre a aplicação da diretiva 2000/53/CE, relativa aos VFV no período de 2002-2005, elaborado pela Comissão Europeia, esclarece que todos os Estados-Membros terão fornecido informações sobre a transposição da diretiva para a legislação nacional, tendo esta transposição sido considerada como satisfatória.

Tabela 7.10 - Cumprimento dos objetivos da categoria "execução"

	N.º	Objetivos
Execução	1	Colocar em vigor as disposições legislativas, regulamentares e administrativas necessárias para dar cumprimento à presente diretiva até 21 de abril de 2002 e informar imediatamente a Comissão desse facto
	2	Comunicar à Comissão o texto das principais disposições de direito interno que aprovarem nas matérias reguladas pela presente diretiva.

7.9. Síntese

As conclusões alcançadas em termos do cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE encontram-se sumarizadas na Tabela 7.11, averiguando-se cinco situações de incumprimento. Relativamente aos objetivos n.ºs 2a e 1 das categorias “prevenção” e “execução”, respetivamente, considerou-se que não ocorreu o seu cumprimento, devido às disposições nacionais não terem entrado em vigor dentro dos prazos colocados pela diretiva. Salienta-se assim que o incumprimento identificado não se deve à falta de implementação da medida, mas por não ter sido alinhada com o prazo imposto a nível internacional. Constatou-se o incumprimento a nível nacional do objetivo n.º 2 da categoria “reutilização e valorização”, que constitui uma das principais medidas da diretiva: as metas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização. Mais concretamente, o incumprimento ocorreu nos anos de 2015 e 2016 para as metas de 2015, sendo que até à data de entrega desta dissertação não se encontravam ainda disponíveis os resultados de 2017. No que diz respeito aos objetivos n.ºs 2 e 3 da categoria “recolha”, apesar de ter sido identificado que em termos legislativos encontra-se implementado um sistema que vai ao encontro dessas medidas, a abertura de exceções à entrega do certificado de destruição, por meio do Código da Estrada, coloca em causa o seu funcionamento adequado. A identificação de um número elevado, em 2016, de veículos cuja matrícula é cancelada sem a apresentação de um certificado de destruição e de veículos que não foram direcionados para os centros de tratamento apropriados (por isenções desnecessárias) evidenciou que, em termos práticos, estes sistemas apresentam deficiências e não estarão a assegurar o que é proposto nos objetivos.

Torna-se importante ressaltar que nem todos os objetivos da Diretiva 2000/53/CE se apresentaram de fácil verificação quanto ao seu cumprimento, por não serem expressos em termos quantitativos ou por estarem dependentes de fiscalização que assegure que o se encontra proposto é executado. Como exemplo, menciona-se o objetivo n.º 1 da categoria “normas de codificação/informação de desmantelamento” que estabelece que os produtores, em colaboração com os fabricantes de materiais e equipamentos, têm que utilizar normas de codificação de componentes e materiais, em especial para facilitar a identificação dos componentes e materiais passíveis de reutilização e valorização. Efetivamente, na legislação portuguesa são especificadas normas a serem utilizadas neste sentido e sabe-se que existem organizações de homologação, a nível internacional e nacional, cuja uma das funções é garantir que estas normas são utilizadas. Todavia, na prática, não existem resultados que se possam apresentar que assegurem o cumprimento das normas, restando

assumir que estas organizações estarão a executar as suas funções de forma apropriada e, consequentemente, a assegurar o cumprimento deste objetivo.

Tabela 7.11 - Cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE

Prevenção				Recolha					Tratamento							Reutilização e Valorização		Normas de codificação/informação de desmantelamento			Relatório e informações		Execução	
1 a	1 b	1 c	2 a	1	2	3	4	5	1	2	3 a	3 b	3 c	4	5	1	2	1	3	4	1	2	1	2
✓	✓	✓	×	✓	×	×	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	×	✓	✓	✓	✓	✓	×	✓

8. Propostas de melhoria do sistema do sistema de gestão português

A recolha de informação quanto à visão dos *stakeholders* sobre o sistema de gestão de VFV português, em conjunto com a análise do cumprimento dos objetivos que vieram a ser implementados posteriormente devido à entrada em vigor da Diretiva 2000/53/CE, permitiu identificar um conjunto de deficiências no atual sistema de gestão de VFV para as quais foram elaboradas sugestões de melhoria.

No passado, a entrega de um veículo numa instalação de tratamento autorizada poderia implicar um pagamento, caso o valor do veículo se revelasse negativo, o que conduzia a que os proprietários de VFV optassem por alternativas pouco benéficas para o ambiente. No sentido de solucionar este problema, a diretiva exigiu que se implementasse em todos os Estados-Membros um sistema de *free take-back* para assegurar a entrega dos veículos nas instalações de tratamento autorizadas, assumindo que a ausência de custos para os proprietários constituiria incentivo suficiente para garantir a entrega dos VFV. No entanto, a inexistência de custos não deve ser encarada como incentivo suficiente, em particular na presença de esquemas ilegais que possuem a capacidade de fornecer uma quantia financeira satisfatória a um proprietário pela entrega do seu veículo. O simples facto de poder existir uma maior comodidade em abandonar um veículo comparativamente a entregá-lo nas instalações apropriadas poderá favorecer a prática do abandono ainda que não existam custos diretos na entrega de um veículo. Neste contexto, a implementação do IUC no contexto português veio colmatar esta fragilidade da legislação. Constata-se, no entanto, que o IUC apresenta falta de articulação com o Código de Estrada, constituindo um exemplo perfeito de como um instrumento não pode ser simplesmente integrado na política de ambiente e implementado de forma isolada, sem que ocorra a ponderação de outros fatores. Com o intuito de homogeneizar estes instrumentos legislativos, evitar a ocorrência de situações de desvio de VFV dos centros licenciados e manter o propósito do IUC, ou seja, do pagamento por posse de veículo, propõe-se que seja retirada a possibilidade de cancelamento da matrícula do veículo por não circulação na via pública. Seria também pertinente rever outras exceções como o cancelamento por falta de comparecimento a uma inspeção, sendo que tal como referido em Valorcar (2014) um veículo abandonado ou entregue a um centro ilegal não irá estar presente nas inspeções e como, mencionado em Quercus (2013), estar-se-á apenas a beneficiar o infrator, pois ficará isento do pagamento do IUC. Salienta-se que a permanência destas isenções significa também uma perda de receitas obtidas por este imposto.

Uma das deficiências mais preocupantes do presente sistema de gestão é a insuficiência de recursos, em particular nas CCDD, que permitam assegurar um comportamento ambientalmente correto por parte dos centros de desmantelamento fora da Rede Valorcar. Num sistema de gestão construído sobre uma abordagem de comando e controlo, a fiscalização e penalização dos incumpridores revela-se fundamental para garantir que os agentes efetuam a sua atividade de acordo com as orientações fornecidas. Caso contrário, tal como mencionado por Kostka (2016), entra-se num sistema de “comando sem controlo”, em que a legislação perde a sua eficácia. Neste contexto, torna-se fundamental conseguir assegurar esta capacidade de monitorização. Para garantir o necessário financiamento sugere-se a afetação de uma determinada quantia da prestação paga pelos fabricantes/importadores, na forma do ecovalor, para a monitorização, por parte do Estado, dos centros

fora da Rede Valorcar. O aumento da fiscalização nos centros fora da Rede Valorcar poderá ser fundamental para encaminhar o desempenho nacional no sentido do cumprimento das metas de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização de 2015, para as quais existe informação sobre o seu incumprimento nos anos de 2015 e 2016.

O aumento do número de centros de desmantelamento licenciados poderá colocar em risco a qualidade ambiental com que os resíduos de VFV são tratados, pelo que tendo em consideração a inexistência de recursos suficientes para garantir a manutenção dos padrões de tratamento em todos os estabelecimentos e que a cobertura nacional por centros já é suficiente poderia ser pertinente ou limitar o número de candidaturas a licenciamento para centro de desmantelamento ou tornar o ato de licenciamento mais exigente. Esta medida pode gerar alguma controvérsia, porém é preciso compreender que o crescimento ilimitado de operadores não é benéfico para o sistema, colocando em causa o seu devido funcionamento.

Embora o mercado de reutilização de algumas componentes de veículos seja considerado lucrativo, o incremento da utilização de peças reutilizadas poderá ser pertinente na fomentação do prolongamento da vida útil dos veículos. Neste contexto, sugere-se que a venda de peças reutilizadas seja isenta do Imposto sobre Valor Acrescentado (IVA). Esta proposta tem por base a hipótese de que um aumento do custo total de uma componente por aplicação do IVA poderá desencorajar o cliente de adquirir essa mesma componente por considerar um custo demasiado elevado e, por conseguinte, conduzir à consideração da compra de um novo veículo que por si só proporcionará uma antecipação da entrada de um veículo na etapa de final de vida. Assim, caso exista uma isenção à aplicação deste imposto, poder-se-á conseguir alcançar uma extensão do período de vida útil dos veículos, pois os custos associados à reparação do veículo poderão revelar-se mais vantajosos do que a aquisição de um novo veículo.

9. Propostas de indicadores de circularidade

9.1. Enquadramento

O sector automóvel tem um elevado potencial de enquadramento numa economia circular. Neste contexto, são necessários indicadores que permitam auxiliar a monitorização do posicionamento deste sector em diferentes fases do ciclo de vida do automóvel. No presente estudo, restringiram-se as propostas de indicadores de circularidade às fases da cadeia de valor que detêm maior influência no veículo enquanto resíduo, nomeadamente: *design*, utilização e fim de vida. Os indicadores foram analisados e apresentados, na sua maioria, a *stakeholders* de modo a obter feedback quanto à viabilidade da sua aplicação e desempenho.

9.2. Design

O *design* é uma fase fundamental no ciclo de vida de qualquer produto, uma vez que é nesta etapa que reside o potencial de criar, agravar, minimizar ou solucionar problemas que surgirão mais à frente no ciclo de vida. A Tabela 9.1 apresenta um conjunto de indicadores propostos para a análise da fase de *design*, os quais poderão ser de interesse para os próprios fabricantes ou para a APA (em contexto nacional).

A disponibilidade limitada dos recursos naturais inviabiliza a continuação da adoção de uma economia tendencialmente linear, sendo necessário construir uma economia que, para além de prevenir a produção de resíduos e de privilegiar a reutilização, se encontra preparada não só para reciclar os seus produtos, como para incorporar materiais reciclados. Neste âmbito, são sugeridos dois indicadores:

- a) Material reciclável num veículo
- b) Material reciclado num veículo

O indicador “material reciclável num veículo” tem como propósito analisar a massa de um veículo, em percentagem, que tem o potencial de ser reciclada. Quando enquadrado numa análise temporal, este indicador tem a capacidade de proporcionar compreensão quanto à evolução dos esforços dos fabricantes no sentido de incorporar uma maior quantidade de material reciclável num veículo. Por sua vez, esta tendência nos esforços aplicados poderá apoiar a tomada de decisões políticas, em particular, o desenvolvimento de políticas públicas. Por exemplo, caso se averigue uma tendência de diminuição do material reciclável, será credível assumir que os fabricantes estão a desprender-se da preocupação de incorporação de materiais recicláveis nos seus veículos e que, por conseguinte, poderá ser necessário desenvolver políticas que incentivem ao aumento da incorporação de materiais recicláveis. No entanto, um aspeto a ter em atenção é que a natureza maioritariamente metálica dos veículos proporciona que uma determinada percentagem da massa de um veículo seja facilmente reciclável e de interesse económico. Deste modo, numa análise de eventuais esforços para aumento da quantidade de material reciclável num veículo, que não metálica, é preciso ter em atenção aos valores de reciclabilidade que estão a ser adicionalmente alcançados para além do que à partida já se encontra assegurado como reciclável. Por exemplo, se for indicado que 75% da massa de um veículo é reciclável, e assumindo que 70% da massa de um veículo é metálica, saberemos que apenas

se garantiu que 5% da restante massa (em que são necessários esforços mais significativos para assegurar a reciclagem) teria potencial de reciclagem. Outro constrangimento associado à utilização deste indicador será o facto de, na atualidade, os veículos serem cada vez mais personalizáveis o que implica que, para além de esta quantidade de materiais com potencial de reciclabilidade variar entre modelos, será também variável entre versões de um só modelo. Com isto pretende-se explicar que a aplicação do indicador a diferentes versões poderá resultar num conjunto variado de resultados para um só modelo. De maneira a contornar este problema, considera-se que a comparação deste indicador deve ser realizada para versões equiparáveis de nível de equipamento dos diversos modelos. Por exemplo, pode ser selecionada a versão mais elementar de cada modelo. Estes dados poderão ser requeridos aos fornecedores dos fabricantes automóveis, visto que são os agentes responsáveis pelo fabrico das componentes automóveis e, portanto, encontram-se bem informados sobre os materiais que são incorporados.

O indicador “material reciclado num veículo” tem como objetivo analisar a quantidade de material reciclado, em percentagem, que é incorporada na massa de um veículo. Uma das dificuldades associadas a este indicador incide no facto de, caso não exista um fornecimento consistente de matéria reciclada, a quantidade de materiais reciclados poderá não ser constante entre veículos de uma versão de um modelo, o que tornaria bastante complexa a análise. Quando questionados sobre a perspetiva dos fabricantes automóveis em relação à introdução de materiais reciclados, um dos entrevistados da fabricante automóvel esclareceu que, de momento, os fabricantes encontram-se recetivos à incorporação de materiais reciclados desde que esse material cumpra determinados requisitos de qualidade. Torna-se, assim, fundamental que os recicladores consigam garantir o fornecimento de material reciclado de boa qualidade. Embora no passado pudesse haver algum preconceito quanto à incorporação de materiais reciclados por parte dos fabricantes, atualmente, a incorporação de materiais reciclados chega a ser utilizada como uma estratégia de *marketing*. Tal como é o caso da fabricante automóvel Renault, pioneira na economia circular, que, em McEvoy (2014), divulgou que os seus modelos de veículos de 2014 já incorporavam cerca de 30% de material reciclado e que para 2016 se esperava conseguir um incremento em 3%. Estes dados poderão ser requeridos aos fornecedores dos fabricantes automóveis, visto que são os agentes responsáveis pelo fabrico das componentes automóveis e, portanto, encontram-se bem informados sobre os materiais que são incorporados.

Uma das ideias defendidas pela economia circular é que, na fase de conceção, os produtos devem ser pensados de modo a limitar a utilização de substâncias tóxicas nos produtos, evitando futuras situações de risco para o ambiente e para a saúde humana. Neste contexto, sugere-se o indicador:

c) Perigosidade de componentes,

O indicador “perigosidade de componentes/peças” pretende analisar a massa de uma peça ou de uma componente, em percentagem, que é composta por substâncias tóxicas que suscitam riscos para o ambiente e para a saúde humana. A Diretiva 2000/53/CE restringe a utilização de alguns metais, como o cádmio, no fabrico de um veículo, abrindo isenções para alguns materiais e componentes, porém com o indicador em questão pretender-se-ia identificar se os fabricantes têm agido no sentido

de reduzir a quantidade de substâncias tóxicas em utilizações ainda permitidas. Este tipo de análise poderia fornecer algumas respostas sobre se as políticas de ambiente e presentes sistemas de gestão de veículos a nível europeu são suficientes para incentivar à inovação nesta vertente da toxicidade do produto final por parte da indústria automóvel, em situações em que não existe uma proibição da aplicação de determinadas substâncias em determinadas peças/componentes. Como exemplo, poderia ser interessante perceber qual tem sido a evolução da incorporação de chumbo e seus compostos nas baterias, sendo que 90% da utilização de chumbo refinado destina-se à incorporação em baterias à base de chumbo. Ou seja, a aplicação de chumbo encontra-se proibida em determinadas componentes/peças, pelo que seria interessante analisar se, nos locais em que a sua utilização é permitida, a quantidade incorporada tem vindo a ser reduzida.

Os três indicadores referidos anteriormente revelam-se interessantes para analisar, por exemplo, a capacidade de influência do incentivo de bonificação na prestação financeira, implementado no sistema português, sobre as práticas dos fabricantes/importadores na etapa de *design*.

Tabela 9.1 - Indicadores de circularidade propostos para a etapa de design

Indicadores			
<i>Fase de design</i>	Material reciclável num veículo (%)	Material reciclado num veículo (%)	Perigosidade de componentes/peças (%)

9.3. Utilização

Na fase de utilização de um produto, existem duas estratégias fundamentais a serem pensadas: a de um novo modelo de negócio e a de uma maior durabilidade dos produtos. Na Tabela 9.2, são apresentados indicadores que pretendem permitir uma monitorização do enquadramento do sector automóvel na fase de utilização.

O caminho para uma maior integração na economia circular requiere uma substituição gradual do modelo atual de posse privada de um veículo por um modelo baseado na posse por fabricantes ou por outras empresas que visam prestar serviços de mobilidade, de maneira a que a utilização de um veículo possa ser partilhada e otimizada. Na venda de um serviço, em oposição a um produto, o aumento da eficiência no uso do produto-serviço e uma redução dos resíduos produzidos surgem como benefícios. Neste contexto, é pertinente mencionar que, de acordo com ITF (2016), um veículo de uso privado encontra-se estacionado 90% do tempo, num período de 24 horas, o que significa que se está a fabricar um produto, com impactes ambientais significativos na fase de fim de vida, cujo potencial de utilização não é inteiramente aproveitado. Assim, desejavelmente, o mercado deverá evoluir no sentido em que o potencial dos veículos não recairá no produto em si, mas sim no serviço prestado. Os indicadores “modelos de negócio alternativos disponibilizados pelos fabricantes” e “adesão a modelos de negócio alternativos” visam auxiliar a medição, dentro do sector automóvel, da transição de modelos de negócio baseados em produtos para serviços. O primeiro indicador tem como objetivo, tal como o

nome indica, contabilizar o número de modelos de negócio baseados em serviços criados pelos fabricantes. Os modelos de negócio seriam contabilizados por marcas automóveis de veículos ligeiros, sendo o objetivo perceber se estaria a ocorrer uma adoção cada vez mais generalizada, ou não, de negócios alternativos pelos fabricantes. Como exemplos de modelos de negócio inclui-se, por exemplo, serviços de *car sharing*, *rent-a-car* ou serviços semelhantes ao Uber.

Variações no número de modelos de negócio permitirão identificar a tendência de evolução na incorporação deste conceito na indústria automóvel. Ou seja, caso se verifique um aumento do número deste tipo modelos de negócio, fornecidos por fabricantes, estar-se-á perante uma possível transição para um novo paradigma de negócio, ao nível do produtor, que vai ao encontro de uma das estratégias da economia circular (substituição de um produto por um serviço). Contudo, para que novos modelos de negócio possam revelar-se economicamente atrativos é necessário que exista adesão aos serviços disponibilizados, assim o indicador “adesão a modelos de negócios alternativos” permite analisar esta vertente, sugerindo-se a realização de questionários a amostras da população como meio de obtenção de resultados. De certo modo, este indicador procede a uma análise de mudanças no comportamento da população no que diz respeito à mobilidade. Por sua vez, o indicador “veículos por habitante” analisa o número de veículos registados por habitante e permite igualmente analisar tendências de mudança no comportamento da população e a evolução da abertura de mentalidade da população para a utilização do veículo enquanto um serviço. Uma redução do número de veículos por habitante poderá implicar uma maior adesão dos habitantes a outros serviços e meios de transportes, no entanto, é necessário ter em atenção que esta redução pode não ser necessariamente motivada por preocupações ambientais, mas sim por condições económicas. Estes três indicadores podem ser utilizados numa perspetiva de complementaridade, permitindo uma análise integrada de mudanças quer na visão dos fabricantes quer na visão do utilizador. A análise destes indicadores poderia ser particularmente interessante para os fabricantes automóveis e para a APA (em contexto nacional).

Tal como mencionado anteriormente, a durabilidade de um produto é um dos critérios fundamentais a ser pensado numa economia circular, em termos da fase de utilização. Neste âmbito, propõe-se o indicador “duração média de uma peça automóvel ou veículo”, o qual visa recolher informação relativa à duração média (em anos) de um veículo ou de uma determinada peça automóvel de uma marca, tendo como principal objetivo fomentar a competição entre fabricantes no que diz respeito à durabilidade deste produto e das suas componentes. Com a divulgação deste tipo de informação aos consumidores seria possível influenciar a sua escolha na compra de um veículo, visto que custos adicionais em reparação de peças, a curto prazo, poderão certamente desincentivar a seleção de uma determinada marca. Deste modo, os fabricantes que obtêm resultados mais satisfatórios quanto à durabilidade das peças dos seus veículos e, por conseguinte, dos seus veículos, poderão estar em vantagem comercial. Os dados requeridos para a utilização deste indicador poderão ser facultados pelas oficinas das marcas automóveis, no entanto, não se deve ignorar a existência de suscetibilidade à manipulação de dados, visto que qualquer marca tem interesse em alcançar resultados de durabilidade mais positivos. Por outro lado, se se quiser saber, num contexto geral, a durabilidade média de um veículo para a recolha de dados poder-se-á recorrer à Valorcar, que já

divulga informação sobre a idade média de um veículo em Portugal. Um aspeto menos positivo deste indicador é que a durabilidade do veículo e das suas peças não se encontra unicamente condicionada pela qualidade da mesma, mas também pelas condições físicas em que o veículo circula (clima e estado das estradas) e pelo modo de condução de um condutor, consequentemente, os resultados devolvidos pelo indicador não refletirão unicamente os esforços dos fabricantes em produzir peças de longa duração, sendo igualmente influenciados pelos outros dois fatores referidos. Para minimizar este problema, sugere-se que, aquando da comparação da durabilidade de um veículo e das suas peças, sejam selecionadas regiões com características climáticas, culturais (modo de condução) e de infraestruturas de circulação de veículos semelhantes. Como exemplo da influência da temperatura em componentes, menciona-se as baterias, que são componentes mais suscetíveis a avarias em condições de temperaturas elevadas ou de temperaturas baixas. Se pensarmos no veículo como um todo, a obsolescência percetiva é atualmente uma tática usada pelos fabricantes para afetar a duração deste produto. Isto é, ao colocar-se no mercado modelos mais recentes e atraentes de veículos, induz-se num proprietário uma sensação de insatisfação com o seu veículo atual, que passa a ser perspetivado como um produto menos desejável em comparação com o que se encontra disponível no mercado. A análise deste indicador poderia ser particularmente interessante para as pessoas que pretendem adquirir uma viatura nova e também para a APA (em contexto nacional).

Ainda no sentido de incrementar a durabilidade média de um veículo e das suas peças, seria fundamental que, aquando da compra de um veículo, ocorresse a elaboração de ações de formação que visam ensinar aos condutores como realizar melhores práticas de condução, minimizando danos nos veículos e nas suas peças. Neste contexto, o indicador “iniciativas sobre melhores práticas de condução” pretende identificar o número de ações de formação organizadas por concessionários de veículos ou por seguradoras automóveis. Estas ações de formação seriam de interesse para as seguradoras automóveis, uma vez que permitiriam reduzir os riscos de eventuais danos nos veículos e também para as concessionárias de automóveis, pois favoreceria a sua imagem ambiental. Os próprios condutores seriam beneficiados pela aquisição de um conhecimento mais aprofundado sobre práticas de condução que poderão proporcionar uma redução de eventuais custos futuros devido a avarias. Estes dados poderiam, então, ser obtidos através de um levantamento de dados junto às seguradoras automóveis e/ou concessionárias automóveis. A análise deste indicador poderia ser particularmente interessante para a APA (em contexto nacional).

Tabela 9.2 – Indicadores de circularidade propostos para a etapa de utilização

Indicadores					
<i>Fase de utilização</i>	Modelos de negócio alternativos disponibilizados pelos fabricantes (n.º)	Adesão a modelos de negócios alternativos (%)	Veículos por habitante (n.º veículos por habitante)	Duração média de uma peça automóvel ou veículo (anos)	Iniciativas sobre melhores práticas de condução (n.º)

9.4. Fim de vida

O fim de vida de um veículo constitui uma das etapas do ciclo de vida deste produto com impactes ambientais mais significativos, em particular, pelos riscos que as substâncias tóxicas presentes na sua constituição representam. A Tabela 9.3 apresenta um conjunto de indicadores propostos para a monitorização do enquadramento do fim de vida de um veículo na economia circular, os quais poderão ser de interesse para a APA (em contexto nacional).

Embora seja importante perceber qual é a quantidade recolhida de VFV, como é o caso da taxa de recolha da Valorcar, considera-se importante que exista um indicador que devolva uma perspetiva centrada não nos veículos recolhidos, mas sobre os veículos que não são recolhidos. Mais concretamente, o indicador “VFV que não foram encaminhados para centros de tratamento licenciados” pretende analisar o número de VFV que se sabe, por dados oficiais, não terem sido encaminhados para os centros de tratamento licenciados e cuja matrícula foi cancelada sem apresentação do certificado de destruição ou por situações abrangidas em isenções presente no Código de Estrada, nomeadamente:

- Cancelamento por fim de vida sem certificado de destruição;
- Cancelamento por desaparecimento do veículo;
- Cancelamento por deixar de ser utilizado na via pública;
- Cancelamento por não comparecimento a inspeção;
- Cancelamento por falta de transferência de propriedade.

No futuro, este indicador possibilitaria uma análise temporal sobre o impacte de isenções à apresentação do certificado de destruição ou de práticas ilegais (nomeadamente, do cancelamento sem apresentação do certificado de destruição) no desvio dos veículos para o destino correto. Estes dados seriam fornecidos pelo IMT. Em oposição aos restantes indicadores, este indicador seria de aplicação maioritariamente nacional, visto que analisa a evolução de matrículas canceladas por isenções presentes no código de estrada português.

Uma das principais estratégias sobre as quais assenta a economia circular é a reutilização, que permite prolongar a vida útil de um produto, sendo que, neste contexto, se propõe o indicador “componentes enviadas para reutilização”. O indicador em questão pretende analisar o número de peças ou componentes de um veículo em fim de vida que são encaminhadas para reutilização, possuindo a vantagem de a nível nacional já existir uma contabilização das componentes enviadas para reutilização por categoria, como os para-choques e as portas, sendo que a reutilização é uma das principais fontes de rendimentos dos centros de desmantelamento. Este indicador poderia ser utilizado em simultâneo com a proposta de isenção de IVA nas peças reutilizadas/recondicionadas, de modo a analisar-se os efeitos da isenção do imposto na compra de peças reutilizadas/recondicionadas. Esta análise teria como fundamento o pressuposto de que uma diminuição do preço das peças reutilizadas poderá fomentar uma maior reutilização de componentes em oposição à aquisição de um novo veículo.

Embora seja pertinente compreender o potencial de reciclagem de um veículo, é fundamental entender qual a percentagem de um veículo que efetivamente é reciclada, pois existe um conjunto de

fatores que poderão representar obstáculos à reciclagem de um determinado material. Por exemplo, um determinado material pode ser teoricamente reciclável, porém se este for enviado para o centro de tratamento em quantidades insuficientes ou com reduzida qualidade a sua reciclagem pode revelar-se economicamente inviável. Neste contexto, propõe-se o indicador “taxa de reciclagem” que, após retiradas todas as peças para reutilização, visa analisar a percentagem da massa de um veículo que efetivamente é reciclada, sendo que estes dados deverão ser de fácil recolha, visto que as metas de reutilização/reciclagem da Diretiva 2000/53/CE já avaliam esta componente. Assim, não será necessário sobrecarregar os *stakeholders* com um procedimento adicional de registo de dados. Numa outra perspetiva interessante, este indicador poderia ser direcionado para tipologias de materiais, por exemplo, entre 50% do plástico considerado reciclável qual a percentagem que efetivamente é reciclada. Os centros de desmantelamento/fragmentação e de reciclagem irão representar um papel fundamental na identificação dos tipos de materiais que estão a ser enviados para reciclagem e que efetivamente são reciclados.

Uma fase de conceção de um veículo que incorpore o princípio de *design* para desmantelamento visa assegurar uma maior acessibilidade a uma componente ou peça, o que permite minimizar custos na etapa de desmantelamento por redução do tempo requerido para desmantelar uma determinada peça ou componente. Tendo em atenção que a legislação nacional impõe que determinadas componentes sejam removidas, como, por exemplo, os vidros e o para-choques, considerou-se interessante sugerir o indicador “custos de desmantelamento”. Este indicador tem como propósito analisar os custos associados à fase de desmantelamento de um veículo ou de uma determinada componente, em particular, estes custos incidem sobre os custos provenientes do tempo de trabalho laboral requerido para o desmantelamento. Os dados em questão deverão ser fornecidos pelos operadores de desmantelamento, no entanto, é preciso compreender que a disponibilidade de dados poderá estar dependente da realidade do modelo de negócio praticado em cada centro de desmantelamento. Por exemplo, caso se pretenda analisar o tempo de remoção de uma peça com potencial de reutilização, será preciso saber se um determinado centro de desmantelamento tem implementado um sistema de *self-service* (em que é o cliente que retira a peça em que possui interesse), pois nesses centros não será possível obter dados relativos aos custos laborais associados ao desmantelamento para reutilização. Por outro lado, em situações de desmantelamento com vista à reciclagem realizado pelos operadores do centro, existe uma melhor perceção sobre o tempo requerido para a realização destes processos como um todo, sendo que o entrevistado do centro de desmantelamento mencionou que o processo de despoluição demora cerca de 30 minutos e o processo de desmantelamento para reciclagem demora entre 20 a 30 minutos. Assim, talvez seja mais fácil direcionar a utilização deste indicador a este tipo de situação específica. Caso existam esforços dos fabricantes em incorporar o conceito de *design* para desmantelamento na fase de *design*, dever-se-á sentir uma redução nestes tempos, o que por sua vez poderá elucidar quanto à necessidade de serem elaboradas políticas que tenham uma maior capacidade de influenciar os fabricantes a ponderar seriamente esta questão.

Por outro lado, de maneira a combater o problema do desfasamento temporal entre a conceção de um veículo e a sua gestão enquanto resíduo, poderia ser pertinente que aquando da criação de um novo modelo automóvel os fabricantes tivessem a responsabilidade de proceder ao desmantelamento intensivo de uma amostra de exemplares, fornecendo dados sobre o tempo requerido no desmantelamento. Seria, então, possível estudar os efeitos das políticas de incentivo ao *design* para desmantelamento, assim como os esforços dos fabricantes neste sentido à medida que os veículos são produzidos.

Tabela 9.3 - Indicadores de circularidade propostos para a etapa de fim de vida

Indicadores				
<i>Fase de fim de vida</i>	VFV que não foram encaminhados para centros de tratamento licenciados (n.º)	Taxa de reciclagem (%)	Componentes enviadas para reutilização (n.º)	Custos de desmantelamento (€)

10. Conclusões

10.1. Considerações Finais

No presente trabalho analisou-se a evolução da aplicação de instrumentos de política de ambiente na gestão de VFV, com recurso a uma metodologia de meta-análise. Verificou-se a existência de um direcionamento da investigação científica para os processos de descontaminação, reutilização e valorização. Ao identificar-se uma concentração de esforços na procura de soluções de tratamento, numa pesquisa que pretendia, em primeira instância, analisar artigos que incidissem sobre instrumentos de política de ambiente, tornou-se evidente que ao nível de investigação científica as políticas públicas não estão a ser objeto de muita atenção. A análise e avaliação *ex-post* do leque de instrumentos de política de ambiente aplicados seria de grande relevância na elaboração de futuras políticas e implementação de instrumentos, uma vez que poderia fornecer um *background* sobre os aspetos mais e menos bem conseguidos em experiências anteriores e assim suportar correções desses mesmos instrumentos. Todavia, sem esta análise corre-se o risco de incorrer em erros já cometidos.

Em termos de evolução das políticas de gestão de VFV, na União Europeia, nos anos 90, ocorreu uma adoção generalizada de acordos voluntários e de implementação de alguns instrumentos económicos, seguida pela adoção de regulamentação. Portugal seguiu uma trajetória semelhante à da União Europeia, embora de forma um pouco mais tardia. Já tendo transposto a legislação europeia para legislação nacional, a gestão portuguesa de VFV tem vindo a ser reforçada pela implementação de instrumentos económicos, como o IUC. Este imposto poderá servir de exemplo para outros casos internacionais que careçam de um incentivo económico à entrega dos veículos.

A nível nacional, encontra-se implementado um sistema de gestão de VFV suportado pelas orientações da diretiva de VFV (transposta para legislação nacional), sendo-lhe identificado, porém, uma incapacidade de asseguramento de fiscalização e monitorização adequada que abranja todos os centros de desmantelamento, devido à carência de recursos na administração pública. Paralelamente, o conflito de orientações entre o IUC e o Código de Estrada evidenciam a necessidade de uma melhor articulação das políticas de ambiente com a restante estrutura legislativa nacional. Acredita-se ser necessário repensar e possivelmente retirar determinadas isenções ao cancelamento da matrícula, o qual teoricamente se encontra dependente da apresentação de um certificado de destruição. As próprias políticas de ambiente poderão requerer não só coordenação, mas também um compromisso na priorização de objetivos, uma vez que a regulamentação que visa controlar as emissões gasosas dos veículos se encontra igualmente a influenciar a composição material dos novos veículos, favorecendo a incorporação de materiais leves. Todavia, esses materiais leves implicam desafios mais significativos em termos de viabilidade da sua reciclagem. O sistema de gestão deverá ser igualmente alvo de uma preparação gradual para a receção futura de uma diferente frota de veículos, nomeadamente veículos elétricos e híbridos, a qual representa um desafio do futuro por incorporar componentes para as quais ainda não existe soluções de tratamento bem delineadas.

A elaboração de futuras políticas de gestão deverá ocorrer no sentido de um maior enquadramento numa economia circular, devendo, em simultâneo, ser utilizados indicadores que permitam monitorizar o sucesso dessas políticas ao longo do tempo. Como exemplo da relação entre

políticas e indicadores, menciona-se a implementação de uma política de isenção do IVA nas peças reutilizadas, potenciando o mercado da reutilização de peças, cujo sucesso poderia ser medido através do número de peças reutilizadas (um decréscimo do valor das peças deverá potenciar um aumento da compra das mesmas).

Embora a legislação forneça orientações aos fabricantes sobre estratégias a serem tomadas na fase de *design* dos veículos, a política de gestão de VFV encontra-se essencialmente focada no tratamento dos resíduos de VFV, sendo uma das razões para tal a maior facilidade de monitorização. Todavia, a fase de conceção de um produto deve ser uma das prioridades das políticas de gestão, pois é nesta etapa que reside o potencial de criar, agravar, minimizar ou solucionar problemas que surgirão mais à frente no ciclo de vida. Neste contexto, no futuro, será necessário tomar ações que permitam adquirir um maior controlo sobre os fabricantes e monitorizar os seus esforços, sendo que indicadores que permitam, por exemplo, medir a quantidade de material reciclado ou reciclável num veículo poderão ajudar nesse sentido.

10.2. Limitações e Recomendações

No decorrer da elaboração da presente dissertação, surgiram determinadas dificuldades, limitações a acautelar e aspetos a ter em consideração no desenvolvimento de estudos futuros.

Destaca-se que por uma questão de escassez de tempo apenas se recorreu à utilização de um único motor de busca na metodologia de meta-análise, embora inicialmente tenha sido ponderada a hipótese de se proceder a uma análise mais completa através da inclusão de outros motores de busca académicos, como o *Google Scholar*. Todavia, a obtenção de um número excessivo de artigos para o prazo disponível para a realização do trabalho conduziu a que se optasse por restringir a pesquisa somente ao motor de busca B-on. Assim, em futuros estudos que apliquem uma metodologia de meta-análise, dever-se-á incluir um conjunto diversificado de motores de busca. Ainda na etapa da meta-análise, foi identificada outra limitação neste estudo que se deve à subjetividade associada à categorização dos diversos artigos por temáticas principais e secundárias. Adicionalmente, deve-se ter em consideração que a análise inclui somente artigos escritos em inglês o que origina a exclusão de um número significativo de artigos elaborados noutras línguas.

De seguida, salienta-se o facto de que pela mesma restrição de tempo apenas foi possível estabelecer contacto com um centro de desmantelamento e um centro de desmantelamento/fragmentação da Rede Valorcar. Consequentemente, a amostra do estudo revela-se reduzida quando considerado o universo de centros de tratamento, em Portugal, dentro e fora da Rede Valorcar, o que implica uma baixa representatividade das opiniões dos entrevistados nesse ponto da cadeia de valor. Considera-se igualmente que teria sido pertinente entrevistar o IMT, para se obter respostas relativamente às situações de cancelamento de matrícula, e ainda as CCDR, de maneira a perceber qual a sua perspetiva quanto ao sistema de gestão português de VFV. Recomenda-se, portanto, que em estudos futuros que visem aprofundar o funcionamento do sistema português de gestão de VFV se inclua o IMT e as CCDR nas entrevistas, e que se entreviste uma amostra mais significativa de desmanteladores.

Embora tenham sido entrevistados técnicos de ambiente de um fabricante automóvel, a ocorrência do processo de *design* da marca automóvel em questão ter lugar numa fábrica estrangeira conduziu a que os inquiridos não se encontrassem suficientemente familiarizados com o processo para conseguirem fornecer respostas a determinadas questões que pretendiam avaliar a evolução dos esforços dos fabricantes na conceção do produto. Assim, no futuro, poderá ser pertinente estabelecer diretamente contacto com as fábricas em que sucede o processo de *design*. No presente trabalho, foi efetuada uma tentativa de contacto com a fábrica estrangeira referida anteriormente, não tendo sido obtida uma resposta.

Considera-se que seria interessante, em trabalhos futuros, proceder à recolha de informação fidedigna sobre a taxa de recuperação de veículos furtados e roubados, de maneira a possibilitar uma análise mais aprofundada sobre se os cancelamentos de matrícula por desaparecimento do veículo ocorrem ou não sob intenções duvidosas.

Por fim, na elaboração de futuras propostas de indicadores de circularidade, na etapa de *design*, seria interessante ponderar indicadores que permitam monitorizar outras questões relevantes na fase de conceção, como, por exemplo, o *design* para o *upgrade*, a presença de materiais críticos e a homogeneização dos materiais incorporados num veículo.

Referências Bibliográficas

- ACEA - European Automobile Manufacturers Association. (2008). *The Automobile Industry Pocket Guide* 2008. Brussels. Disponível em <https://www.acea.be/uploads/publications/POCKET_GUIDE_2008.pdf>. Acedido a 17 de maio de 2018.
- ACEA - European Automobile Manufacturers Association. (2018). *The Automobile Industry Pocket Guide* 2018/2019. Brussels. Disponível em <https://www.acea.be/uploads/publications/ACEA_Pocket_Guide_2018-2019.pdf>. Acedido a 17 de maio de 2018.
- Aggeri, F. (1999). Environmental policies and innovation: A knowledge-based perspective on cooperative approaches. *Research Policy*, 28, 699–717. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(99\)00015-3](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(99)00015-3)
- Alves, M. R., & Palma, C. R. (2004). *Impostos ambientais e o duplo dividendo: experiências europeias*. Área Científica de Economia. Aveiro. Disponível em <<https://www.ua.pt/egi/ReadObject.aspx?obj=11000>>. Acedido a 15 de julho de 2018.
- Andersen, F. M., Larsen, H. V., & Skovgaard, M. (2008). Projection of end-of-life vehicles - Development of a projection model and estimates of ELVs for 2005-2030. ETC/RWM working paper; No. 2008/2.
- Andersen, F. M., Larsen, H. V., & Skovgaard, M. (2007). A European model for the number of End-of-Life Vehicles. *International Journal of Automotive Technology and Management*, 7(4), 343–355. <https://doi.org/10.1504/IJATM.2007.017065>
- Antunes, P., Santos, R., Martinho, S., & Lobo, G. (2002). *Estudo sobre Sector Elétrico e Ambiente: 3º Relatório - Política de Ambiente e o Sector Elétrico*. Disponível em <<http://www.erse.pt/pt/desempenhoambiental/rotulagemenergetica/documentacao/Documents/Sectorel%C3%A9ctricoeAmbiente3Relat%C3%B3rio.pdf>>. Acedido a 5 de julho de 2018.
- APA. (2017). Perguntas Frequentes: VFV (VFV). Agência Portuguesa do Ambiente. Disponível em <https://www.apambiente.pt/_zdata/Políticas/Resíduos/FluxosEspecificosResíduos/OU/FAQ_VFV_julho2017.pdf>. Acedido a 31 de agosto de 2018.
- APA. (s.d.). Fluxos Específicos de Resíduos. Disponível em <<https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=84&sub2ref=197>>. Acedido a 25 de maio de 2018.
- Bansal, R. (2005). Electric Vehicles. In *Handbook of Automotive Power Electronics and Motor Drives*. Pilani. Disponível em <https://www.researchgate.net/profile/Ramesh_Bansal/publication/43517238_Electric_Vehicles/links/02e7e53180ec814e49000000.pdf>. Acedido a 22 de agosto de 2018.
- BCSD Portugal - Business Council for Sustainable Development Portugal. (s.d.). *Economia circular*. Disponível em <http://www.thenavigatorcompany.com/var/ezdemo_site/storage/original/application/95a303a4adb6ccd5798266b4ffd56fc5.pdf>. Acedido a 20 de junho de 2018.
- Bellmann, K., & Khare, A. (1999). European response to issues in recycling car plastics. *Technovation*, 19(12), 721–734. [https://doi.org/10.1016/S0166-4972\(99\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0166-4972(99)00081-4)
- Bragadóttir, H., Danielsson, C. U., Magnusson, R., Seppanen, S., Stefansdotter, A., & Sunden, D. (2014). *The Use of Economic Instruments: In Nordic Environmental Policy 2010-2013*. Disponível em <<https://www.copenhageneconomics.com/publications/publication/the-use-of-economic-instruments-in-nordic-environmental-policy-2010-2013>>. Acedido a 15 de julho de 2015.
- CDEH – Commonwealth Department of Environment and Heritage. (2002). *Environmental Impact of End-of-Life Vehicles: An Information Paper*. Disponível em <<http://infohouse.p2ric.org/ref/22/21778.pdf>>. Acedido a 15 de maio de 2018.
- CEC – Commission of the European Communities. (1997). Proposal for a Council Directive on end of life vehicles. Brussels. Disponível em <<http://aei.pitt.edu/10418/1/10418.pdf>>. Acedido a 23 de maio de 2018.
- CEC - Commission of the European Communities. (2007). *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the targets contained in article 7(2)(b) of Directive 2000/53/EC on End-of-Life Vehicle - Impact Assessment*. Brussels. Disponível em <http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/sec_2007_14.pdf>. Acedido a 23 de maio de 2018.
- Collins, C., Fanning, A., Crowe, M., & Meaney, B. (2002). *End of Life Vehicles in Ireland: A Sectoral Report*. County Wexford, Ireland. Disponível em <https://www.epa.ie/pubs/reports/waste/plans/EPA_end_of_life_vehicles_2002.pdf>. Acedido a 2 de agosto de 2018.
- Cossu, R., & Lai, T. (2015). Automotive shredder residue (ASR) management: An overview. *Waste*

- Management*, 45, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.042>
- Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de junho. Diário da República n.º 116/2011, Série I de 2011-06-17, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 152-D/2017, de 11 de dezembro. Diário da República n.º 236/2017, 2º Suplemento, Série I de 2017-12-11, Ministério do Ambiente. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 196/2003, de 23 de agosto. Diário da República n.º 194/2003, Série I-A de 2003-08-23, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. Lisboa.
- Decreto-Lei n.º 292-A/2000, de 15 de novembro. Diário da República n.º 264/2000, 1º Suplemento, Série I-A de 2000-11-15, Ministério da Administração Interna. Lisboa.
- DEFRA – Department for Environment, Food & Rural Affairs. (2002). *The government's strategic review of diffuse water pollution from agriculture in England: Types of Environmental Policy Instruments. Agriculture and water: A diffuse pollution review.*
- Despacho n.º 2178-A/2018, de 1 de março. Diário da República n.º 43/2018, 1º Suplemento, Série II de 2018-03-01, Parte C, Economia e ambiente - Gabinetes dos Secretários de Estado Adjunto e do Comércio e do Ambiente. Lisboa.
- Despeisse, M., Kishita, Y., Nakano, M., & Barwood, M. (2015). Towards a circular economy for end-of-life vehicles: A comparative study UK - Japan. *Procedia CIRP*, 29, 668–673. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.122>
- Diretiva 2000/53/CE, 1 de setembro. Jornal Oficial da União Europeia n.º L 269/34, 0034–0043.
- Diretiva 2007/46/CE, de 5 de setembro. Jornal Oficial da União Europeia n.º L 263/1, 1–160.
- Diretiva 2008/98/CE, 19 de novembro. Jornal Oficial da União Europeia n.º L 312/3, 3–30.
- Eco-Escolas. (s.d.). Desafio Valorcar. Disponível em < <https://ecoescolas.abae.pt/projetos-2015-2016/desafio-valorcar/>>. Acedido a 14 de setembro de 2018.
- Edwards, C., Coates, G., Leaney, P. G., & Rahimifard, S. (2006). Implications of the End-of-Life Vehicles Directive on the vehicle recovery sector. *Journal of Engineering Manufacture*, 220(7), 1211–1216. <https://doi.org/10.1243/09544054JEM473SC>
- EEA - European Environmental Agency. (2016). *Electric Vehicles in Europe*. <https://doi.org/10.2800/100230>
- EEA - European Environmental Agency. (2017). *Circular by design - Products in the circular economy*. Luxembourg. <https://doi.org/10.2800/860754>
- European Commission. (2017). Report from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions on the implementation of directive 2000/53/ec on end-of-life vehicles for the periods 2008-2011 and 2011-2014. Brussels.
- European Commission. (s.d.). The circular economy: Connecting, creating and conserving value. <https://doi.org/10.2779/80121>
- Eurostat. (2018a). End-of-life vehicles statistics: Total number of end-of-life vehicles. Disponível em <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/End-of-life_vehicle_statistics>. Acedido a 2 de julho de 2018.
- Eurostat. (2018b). End-of-life vehicle statistics: Specific weight of end-of-life vehicles. Disponível em <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/End-of-life_vehicle_statistics#Specific_weight_of_end-of-life_vehicles>. Acedido a 18 de julho de 2018.
- Eurostat. (2018c). End of life vehicles: Generation, reuse, recycling and recovery of ELVs, by treatment type, year and country, in number of cars, tonnes and percent (%). Disponível em < <https://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/key-waste-streams/elvs>>. Acedido a 30 de setembro de 2018.
- Fergusson, M., & IEEP. (2007). *Economic and Scientific Policy End of Life Vehicles (ELV) Directive: An assessment of the current state of implementation by Member States*. European Parliament. Disponível em < http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2007/385625/IPOL-ENVI_ET%282007%29385625_EN.pdf>
- Fernandes, M. A. M. de A. R. (2009). *Processamento de VFV e análise da viabilidade da reciclagem dos resíduos resultantes da sua fragmentação*. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Ferrão, P., & Amaral, J. (2006). Assessing the economics of auto recycling activities in relation to European Union Directive on end of life vehicles. *Technological Forecasting and Social Change*, 73(3), 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2004.03.010>
- Ferrão, P., Nazareth, P., & Amaral, J. (2006). Strategies for Meeting EU End-of-Life Vehicle Reuse/Recovery Targets. *Journal of Industrial Ecology*, 10(4), 77–93. <https://doi.org/10.1162/jiec.2006.10.4.77>
- Fiore, S., Ruffino, B., & Zanetti, M. C. (2012). Automobile Shredder Residues in Italy: Characterization and valorization opportunities. *Waste Management*, 32(8), 1548–1559.

- <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.026>
- Fishbein, B. K. (1994). *Germany, Garbage, and the Green Dot: Challenging the Throwaway Society*. New York.
- Forslind, K. H. (2007). The economics of environmental law enforcement: End-of-life vehicles. *European Journal of Law and Economics*, 23(3), 223–236. <https://doi.org/10.1007/s10657-007-9017-7>
- Forton, O. T., Harder, M. K., & Moles, N. R. (2006). Value from shredder waste: Ongoing limitations in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 46, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.06.007>
- Gaines, L., Sullivan, J., Burnham, A., & Belharouak, I. (2011). Life-Cycle Analysis for Lithium-Ion Battery Production and Recycling. Paper No. 11-3891.
- Gerrard, J., & Kandlikar, M. (2007). Is European end-of-life vehicle legislation living up to expectations? Assessing the impact of the ELV Directive on “green” innovation and vehicle recovery. *Journal of Cleaner Production*, 15, 17–27. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.06.004>
- GHK, & Bio Intelligence Service. (2006). *A Study to Examine the Benefits of the End of Life Vehicles Directive and the Costs and Benefits of a Revision of the 2015 Targets for Recycling, Re-Use and Recovery Under the ELV Directive - Final Report to DG Environment*. Birmingham. Disponível em <http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/study/final_report.pdf>.
- Gradin, K. T., Luttrupp, C., & Björklund, A. (2013). Investigating improved vehicle dismantling and fragmentation technology. *Journal of Cleaner Production*, 54(1), 23–29. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.05.023>
- Huppel, G. (2001). Environmental policy instruments in a new era. (No. FS II 01-404). Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB). Berlin.
- IDIS - International Dismantling Information System. (s.d.). International Dismantling Information System: Home. Disponível em <<https://www.idis2.com>>. Acedido a 1 de outubro de 2018.
- Inghels, D., Dullaert, W., Raa, B., & Walther, G. (2016). Influence of composition, amount and life span of passenger cars on end-of-life vehicles waste in Belgium: A system dynamics approach. *Transportation Research Part A*, 91, 80–104. <https://doi.org/10.1016/j.tr.2016.06.005>
- IMT – Instituto da Mobilidade e dos Transportes. (2017). Cancelamento de matrículas em 2016.
- ITF - International Transport Forum. (2016). *Shared Mobility: Innovation for Liveable Cities*. Disponível em <<https://www.itf-oecd.org/sites/default/files/docs/shared-mobility-liveable-cities.pdf>>. Acedido a 28 de setembro de 2018.
- Jimenez, A. B. (2003). Literature review prevention and reduction of plastic waste in European automotive producers. *Progress in Rubber, Plastics and Recycling Technology*, 19(2), 117–132. Disponível em <<http://www.polymerjournals.com/pdfdownload/883036.pdf>>. Acedido a 12 de setembro de 2018.
- Jody, B. J., Daniels, E. J., Duranceau, C. M., Pomykala, J. A., Jr., & Spangenberg, J. S. (2010). *End-of-Life Vehicle Recycling: The State of the Art of Resource Recovery from Shredder Residue*. Disponível em <<https://publications.anl.gov/anlpubs/2007/02/58559.pdf>>. Acedido a 11 de abril de 2018.
- Kalmykova, Y., Sadagopan, M., & Rosado, L. (2018). Circular economy – From review of theories and practices to development of implementation tools. *Resources, Conservation and Recycling*, 135, 190–201. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.034>
- Kanari, N., Pineau, J. L., & Shallari, S. (2003). End-of-Life Vehicle Recycling in the European Union. *Journal of the Minerals Metals & Materials Society*, 55(8), 15–19. <https://doi.org/10.1007/s11837-003-0098-7>
- Kay, D., Reynolds, J., Rodrigues, S., Lee, A., Andreson, B., Gibbs, R., Monkhouse, C., & Gill, T. (2011). *Fairness in a Car-dependent Society*. Sustainable Development Commission. Disponível em <http://www.sd-commission.org.uk/data/files/publications/fairness_car_dependant.pdf>. Acedido a 8 de abril de 2018.
- Kostka, G. (2016). Command without control: The case of China’s environmental target system. *Regulation and Governance*, 10(1), 58–74. <https://doi.org/10.1111/rego.12082>
- Lei n.º 22-A/2007, de 29 de junho. Diário da República n.º 124/2007, 1º Suplemento, Série I de 2007-06-29, Assembleia da República. Lisboa.
- Lei n.º 72/2013, de 3 de setembro. Diário da República n.º 169/2013, Série I de 2013-09-03, Assembleia da República. Lisboa.
- Lei n.º 82-D/2014, de 31 de dezembro. Diário da República n.º 252/2014, 2º Suplemento, Série I de 2014-12-31, Assembleia da República. Lisboa.
- Lindhjem, H., Skjelvik, J. M., Eriksson, A., Fitch, T., & Hansen, L. P. (2009). The use of Economic Instruments in Nordic Environmental Policy 2006-2009. Copenhagen.
- Lucas, R. (2001). End-of-life vehicle regulation in Germany and Europe—problems and perspectives.

- Wuppertal Papers, (113), 30. Disponível em <<http://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/1201/file/WP113.pdf>>. Acedido a 1 de setembro de 2018.
- Lustosa, M. C. J., & Young, C. E. F. (2013). Política Ambiental. In *Economia Industrial: Fundamentos teóricos e práticos no Brasil* (2ª Edição).
- Mancini, G., Tamma, R., & Viotti, P. (2010). Thermal process of fluff: Preliminary tests on a full-scale treatment plant. *Waste Management*, 30(8–9), 1670–1682. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.037>
- Manomaivibool, P. (2008). Network management and environmental effectiveness: the management of end-of-life vehicles in the United Kingdom and in Sweden. *Journal of Cleaner Production*, 16(18), 2006–2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.013>
- Margulis, S. (1996). A Regulamentação Ambiental: Instrumentos e Implementação. Disponível em <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/TDs/td_0437.pdf>. Acedido a 15 julho de 2018.
- Mazzanti, M., & Zoboli, R. (2006). Economic instruments and induced innovation: The European policies on end-of-life vehicles. *Ecological Economics*, 58(2), 318–337. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.06.008>
- McEvoy, P. (2014). Circular Economy: Re-cycle, Re-use, Re-nault!. Disponível em <<https://group.renault.com/en/news/blog-renault/circular-economy-recycle-renault/>>. Acedido a 5 de setembro.
- Mehlhart, G., Merz, C., Akkermans, L., & Jordal-Jørgensen, J. (2011). European Second Hand Car Market Analysis. Final Report, 1–163. Disponível em <<https://www.oeko.de/oekodoc/1114/2011-005-en.pdf>>
- Merz, C., & Mehlhart, G. (2012). Import und Export von Gebrauchtfahrzeugen in Europa. *Recycling Magazin*. Disponível em <http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2012_rur/2012_RuR_639_658_Merz.pdf>. Acedido a 1 de junho de 2018.
- Miliute, J., & Plepys, A. (2009). Driving forces for high household waste recycling: Lessons from Sweden. *Environmental Research, Engineering and Management*, 1(47), 50–62. Disponível em <https://www.researchgate.net/profile/Jurate_Miliute-Plepiene/publication/262336629_Driving_Forces_for_High_Household_Waste_Recycling_Lessons_from_Sweden/links/0f317536ab0d863fa8000000/Driving-Forces-for-High-Household-Waste-Recycling-Lessons-from-Sweden.pdf>. Acedido a 27 de agosto de 2018.
- Morselli, L., Santini, A., Passarini, F., & Vassura, I. (2010). Automotive shredder residue (ASR) characterization for a valuable management. *Waste Management*, 30(11), 2228–2234. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.05.017>
- Motta, R. S. da, & Sayago, D. E. (1998). *Propostas de Instrumentos Econômicos Ambientais para a Redução do Lixo Urbano e o Reaproveitamento de Sucatas no Brasil*. Rio de Janeiro. Disponível em <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_0608.pdf>. Acedido a 15 de julho.
- Moura, A. M. M. de. (2013). O mecanismo de rotulagem ambiental: perspectivas de aplicação no Brasil. *Boletim Regional, Urbano E Ambiental IPEA*, 7, 11–21.
- Muñoz, I., Rieradevall, J., Domènech, X., & Gazulla, C. (2006). Using LCA to assess eco-design in the automotive sector: Case study of a polyolefinic door panel. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 323–334. <https://doi.org/10.1065/lca2005.05.207>
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestad, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., & Zhang, H. 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Nakajima, N., & Vanderburg, W. H. (2005). A failing grade for the German end-of-life vehicles take-back system. *Bulletin of Science, Technology and Society*, 25(2), 170–186. <https://doi.org/10.1177/0270467604274358>
- Nicolli, F., Johnstone, N., & Söderholm, P. (2012). Resolving failures in recycling markets: The role of technological innovation. *Environmental Economics and Policy Studies*, 14(3), 261–288. <https://doi.org/10.1007/s10018-012-0031-9>
- Nourreddine, M. (2007). Recycling of auto shredder residue. *Journal of Hazardous Materials*, 139(3), 481–490. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.054>
- Oeko Institute. (2016). Assessment of the implementation of Directive 2000/53/EC on end-of life vehicles (the ELV Directive) with emphasis on the end-of life vehicles of unknown whereabouts:

- Assessment of current situation of ELVs of unknown whereabouts – preliminary result. Disponível em http://elv.whereabouts.oeko.info/fileadmin/images/Project_Docs/Assessment_whereabouts.pdf>
- OICA - International Organization of Motor Vehicle Manufacturers. (s.d.). World Vehicles in Use - All Vehicles. Retrieved from http://www.oica.net/wp-content/uploads/Total_in-use-All-Vehicles.pdf
- Orsato, R. J. (2001). *Developing Multi-disciplinary Research on Organisation & Environment*. Thesis
- Orsato, R. J., den Hond, F., & Clegg, S. R. (2002). The Political Ecology of Automobile Recycling in Europe. *Organization Studies*, 23(4), 639–665. <https://doi.org/10.1177/0170840602234006>
- OTA - Office of Technology Assessment. (1995). *Advanced Automotive Technology: Visions of a Super-Efficient Family Car*. DIANE Publishing. Disponível em <<https://www.princeton.edu/~ota/disk1/1995/9514/9514.PDF>>. Acedido a 20 de agosto de 2018.
- Passarini, F., Ciacci, L., Santini, A., Vassura, I., & Morselli, L. (2012). Auto shredder residue LCA: implications of ASR composition evolution. *Journal of Cleaner Production*, 23(1), 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.028>
- Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza. (2013). Novo Código da Estrada: ilegalidades na sucata automóvel vão continuar. Disponível em <<https://www.quercus.pt/comunicados/2013/julho/2740-novo-codigo-da-estrada-ilegalidades-na-sucata-automovel-vao-continuar>>. Acedido a 17 de agosto de 2018.
- Ramoni, M. O., & Zhang, H. C. (2013). End-of-life (EOL) issues and options for electric vehicle batteries. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15(6), 881–891. <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0588-4>
- Resolução do Conselho de Ministros n.º 190-A/2017, de 11 de dezembro. Diário da República n.º 236/2017, 2º Suplemento, Série I. Lisboa.
- Rosa, J. F. C. (2009). Gestão de VFV: do contexto internacional à realidade portuguesa. Disponível em <https://run.unl.pt/bitstream/10362/2387/1/Rosa_2009.pdf>. Acedido a 4 de setembro de 2018.
- Sakai, S. ichi, Yoshida, H., Hiratsuka, J., Vandecasteele, C., Kohlmeyer, R., Rotter, V. S., Passarini, F., Santini, A., Peeler, M., Li, J., Oh, G. J., Chi, N. K., Bastian, L., Moore, S., Kajiwara, N., Takigami, H., Itai, T., Takahashi, S., Tanabe, S., Tomoda, K., Hirakawa, T., Hirai, Y., Asari, M., Yano, J. (2014). An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16(1), 1–20. <https://doi.org/10.1007/s10163-013-0173-2>
- Santos, R. F. dos, & Antunes, P. (1999). *Instrumentos Económicos da Política de Ambiente*. Lisboa.
- Schneider, J., Karigl, B., C., N., Tesar, M., Oliva, J., & Read, B. (2010). *End of life vehicles: Legal aspects, national practices and recommendations for future research*. Brussels.
- SIC – Shetland Islands Council. (s.d.). Environmental Health: Abandoned Vehicles. Disponível em <<https://www.shetland.gov.uk/environmentalhealth/abandonedvehicles.asp>>. Acedido a 14 de abril de 2018.
- Singh, R. K., Yabar, H., Nozaki, N., Niraula, B., & Mizunoya, T. (2017). Comparative study of linkage between environmental policy instruments and technological innovation: Case study on end-of-life vehicles technologies in Japan and EU. *Waste Management*, 66, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.035>
- Smink, C. K. (2007). Vehicle recycling regulations: lessons from Denmark. *Journal of Cleaner Production*, 15(11-12), 1135–1146. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.028>
- Soares, C. A. D. (2001). *O Imposto Ecológico - Contributo para o Estudo dos Instrumentos Económicos de Defesa do Ambiente*. (C. Editora, Ed.).
- SSI – Sistema de Segurança Interna. 2017. Relatório Anual de Segurança Interna 2017. Disponível em <<https://www.portugal.gov.pt/download-ficheiros/ficheiro.aspx?v=9f0d7743-7d45-40f3-8cf2-e448600f3af6&fbclid=IwAR0VH2Fp8sVYvNY4MCSSK2ovfx0k7dWiUcW9yosuRVsVmHXP0sw6MykWt1c>>. Acedido a 1 de outubro de 2018.
- submitted for the degree of Doctor of Philosophy. University of Technology, Sidney.
- Swedish Environmental Protection Agency, & Swedish Energy Agency. (2007). *Economic Instruments in Environmental Policy*. Bromma. Disponível em <<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5678-6.pdf>>. Acedido a 16 de julho de 2018.
- Takahashi, S., Tue, N. M., Takayanagi, C., Tuyen, L. H., Suzuki, G., Matsukami, H., Viet, P. H., Kunisue, T., Tanabe, S. (2017). PCBs, PBDEs and dioxin-related compounds in floor dust from an informal end-of-life vehicle recycling site in northern Vietnam: contamination levels and implications for human exposure. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(4), 1333–1341. <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0571-3>
- The Ellen MacArthur Foundation. (2013). Towards the Circular Economy. *Ellen MacArthur Foundation*,

- 1, 1–96. <https://doi.org/10.1162/108819806775545321>
- The Ellen MacArthur Foundation. (2015). *Towards a Circular Economy: Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition*. Greener Management International.
- Tietenberg, T. (1998). Disclosure Strategies for Pollution Control. *Environmental and Resource Economics*, 11(3–4), 587–602. <https://doi.org/10.1023/a:1008291411492>
- Tietenberg, T. H. (1996). *Environmental and Natural Resource Economics* (4ª). HarperCollins College Publishers.
- Tietenberg, T. H. (2006). *Environmental and Natural Resource Economics* (7ª). Daryl Fox.
- Tietenberg, T., & Lewis, L. (2016). *Environmental & Natural Resource Economics* (10ª). Routledge.
- Timisoara, U. P. (2017). ACTA TECHNICA CORVINIENSIS - Bulletin of Engineering. Fascicule 3, 107–114.
- Tuddenham, M., Hempen, S., & Bongaerts, J. C. (1996). *End of Life Vehicles (ELV): Current basic data reflecting the overall ecological and economic context of the ELV issue*.
- UNEP – United Nations Environment Programme. (2004). *The Use of Economic Instruments in Environmental Policy: Opportunities and Challenges*.
- UNIDO - United Nations Industrial Development Organization. (2017). Circular Economy, 35–39. Disponível em <https://www.unido.org/sites/default/files/2017-07/Circular_Economy_UNIDO_0.pdf>. Acedido a 18 de junho de 2018.
- Valorcar. (2007). Relatório de atividade 2007. Disponível em <http://www.valorcar.pt/images/uploads/library/REL_FINAL_2007_1505988119.pdf>. Acedido a 16 de agosto de 2018.
- Valorcar. (2010). Relatório de atividade 2010: Veículos em Fim de Vida (VFV). Disponível em <http://www.valorcar.pt/images/uploads/library/REL_ACT_2010_VFV_FINAL_site_1505988119.pdf>. Acedido a 11 de junho de 2018.
- Valorcar. (2011). Relatório de atividades '11: VFV (VFV). Disponível em <http://www.valorcar.pt/images/uploads/library/Relatorio_2011_VFV_final_1505988119.pdf>. Acedido a 19 de outubro de 2018.
- Valorcar. (2014). Relatório de atividades 2014. Disponível em <http://www.valorcar.pt/images/uploads/library/RelAct2014_VFV_APA_V1_1537808328.pdf>. Acedido a 19 de outubro de 2018.
- Valorcar. (2015). *Guia de desmantelamento de VFV*. Lisboa. Disponível em <http://www.valorcar.pt/images/uploads/library/Guia_desmantelamento_VFV_3a_versao_1505988119.pdf>. Acedido a 30 de maio de 2018.
- Valorcar. (2017). Relatório de atividades 2017. Lisboa. Disponível em <http://www.valorcar.pt/images/uploads/library/RelAct2017_VFV_FINAL_site_1537808548.pdf>. Acedido a 20 de outubro de 2018.
- Valorcar. (s.d.-a). Veículos em fim de vida: Caso geral. Disponível em <<http://www.valorcar.pt/pt/vfv/proprietarios>>. Acedido a 30 de agosto de 2018.
- Valorcar. (s.d.-b). Reciclagem de VFV: 4. Centro de Fragmentação. Disponível em <<http://www.valorcar.pt/pt/vfv/reciclagem>>. Acedido a 9 de setembro de 2018.
- Valorcar. (s.d.-c). Valorcar: SN JRA 2015. Disponível em <https://jra.abae.pt/wp-content/uploads/sites/4/2015/09/4.SNJRA_Valorcar_08_11_2015.pdf>. Acedido a 17 de agosto de 2018.
- Valorcar. (s.d.-d). Indicadores: Anos Anteriores - Veículos. Disponível em <<http://www.valorcar.pt/pt/vfv/antigos-indicadores>>. Acedido a 1 de outubro de 2018.
- Vermeulen, I., Van Caneghem, J., Block, C., Baeyens, J., & Vandecasteele, C. (2011). Automotive shredder residue (ASR): Reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorisation. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1-3), 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.088>.
- Vidyanandan, K. V. (2018). Overview of Electric and Hybrid Vehicles. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/323497072_Overview_of_Electric_and_Hybrid_Vehicles>. Acedido a 22 de agosto de 2018.
- Vieira, F. J. C. (2013). *O desafio dos VFV (VFV): da problemática à solução*. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Leiria.
- Vig, N. J., & Kraft, M. E. (2013). *Environmental Policy: New Directions for the Twenty-First Century* (8ª). SAGE Publications.
- Weersink, A., Livernois, J., Shrogen, J. F., Shortle, J. S. (1998). Economic instruments and environmental policy in agriculture. *Canadian Public Policy*, 24(3), 326–327. <https://doi.org/10.2307/3551971>
- Wimberger, E., & Williams, J. (s.d.). End of Life Vehicles and Air-Conditioning Refrigerant: Can

- Regulation Be Cost Effective?. Giannini Foundation of Agricultural Economics. Disponível em <https://s.giannini.ucop.edu/uploads/giannini_public/c5/a6/c5a69558-c025-4f9d-a952-e1f6c38c103e/v13n4_3.pdf>. Acedido a 13 de abril de 2018.
- Yang, Y., Boom, R., Irion, B., van Heerden, D. J., Kuiper, P., & de Wit, H. (2012). Recycling of composite materials. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 51, 53–68. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2011.09.007>
- Yano, J., Muroi, T., & Sakai, S. (2016). Rare earth element recovery potentials from end-of-life hybrid electric vehicle components in 2010 – 2030. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18(4), 655–664. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0360-4>
- Zhang, H., & Chen, M. (2014). Current recycling regulations and technologies for the typical plastic components of end-of-life passenger vehicles: a meaningful lesson for China. *J Mater Cycles Waste Manag*, 16(2) 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10163-013-0180-3>
- Zoboli, R., Barbilori, G., Leoncini, R., Mazzanti, M., & Montresor, S. (2000). *Regulation and innovation in the area of end-of-life vehicles*. Milan. Disponível em <<ftp://jrc.es/pub/EURdoc/eur19598en.pdf>>. Acedido a 25 de março de 2018.
- Zorpas, A. A., & Inglezakis, V. J. (2012). Automotive industry challenges in meeting EU 2015 environmental standard. *Technology in Society*, 34(1), 55–83. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2011.12.006>

Anexos

Anexo I – Estudos incluídos na metodologia de meta-análise

- Acaccia, G. M., Michelini, R. C., Penzo, L. P., & Qualich, N. (2007). Reverse logistics and resource recovery: modelling car dismantling facilities. *World Review of Entrepreneurship, Management and Sustainable Development*, 3(3–4), 284–301.
- Aggeri, F. (1999). Environmental policies and innovation: A knowledge-based perspective on cooperative approaches. *Research Policy*, 28, 699–717. [https://doi.org/10.1016/S0048-7333\(99\)00015-3](https://doi.org/10.1016/S0048-7333(99)00015-3)
- Aghdam, E. F., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2017). Assessment of methane production from shredder waste in landfills: The influence of temperature, moisture and metals. *Waste Management*, 63, 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.023>
- Andersen, F. M., Larsen, H. V., & Skovgaard, M. (2007). A European model for the number of End-of-Life Vehicles. *International Journal of Automotive Technology and Management*, 7(4), 343–355. <https://doi.org/10.1504/IJATM.2007.017065>
- Aolaid, A., & Teder, J. (2006). The Dismantling of End-of-Life Vehicles in Estonia Before Putting into Effect the Directive 2000/53/EC. *Environ Sci & Pollut Res*, 13(2), 140–142.
- Baird, J., Curry, R., & Cruz, P. (2014). An overview of waste crime, its characteristics, and the vulnerability of the EU waste sector. *Waste Management and Research*, 32(2), 97–105. <https://doi.org/10.1177/0734242X13517161>
- Belboom, S., Lewis, G., Bareel, P. F., & Léonard, A. (2016). Life cycle assessment of hybrid vehicles recycling: Comparison of three business lines of dismantling. *Waste Management*, 50, 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.02.007>
- Bellmann, K., & Khare, A. (1999). European response to issues in recycling car plastics. *Technovation*, 19(12), 721–734. [https://doi.org/10.1016/S0166-4972\(99\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0166-4972(99)00081-4)
- Bulach, W., Schüller, D., Sellin, G., Elwert, T., Schmid, D., Goldmann, D., Buchert, M., Kammer, U. (2018). Electric vehicle recycling 2020: Key component power electronics. *Waste Management and Research*, 36(4), 311–320. <https://doi.org/10.1177/0734242X18759191>
- Coates, G., & Rahimifard, S. (2007). Assessing the economics of pre-fragmentation material recovery within the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 52, 286–302. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.04.001>
- Coates, G., & Rahimifard, S. (2008). A cost estimation framework to support increased value recovery from end-of-life vehicles. *International Journal of Computer Integrated Manufacturing*, 21(8), 895–910. <https://doi.org/10.1080/09511920801915218>
- Cossu, R., & Lai, T. (2013). Washing treatment of automotive shredder residue (ASR). *Waste Management*, 33, 1770–1775. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.04.007>
- Cossu, R., & Lai, T. (2015). Automotive shredder residue (ASR) management: An overview. *Waste Management*, 45, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.042>
- Cucchiella, F., D'Adamo, I., Rosa, P., & Terzi, S. (2016). Scrap automotive electronics: A mini-review of current management practices. *Waste Management and Research*, 34(1), 3–10. <https://doi.org/10.1177/0734242X15607429>
- Edwards, C., Coates, G., Leaney, P. G., & Rahimifard, S. (2006). Implications of the End-of-Life Vehicles Directive on the vehicle recovery sector. *Journal of Engineering Manufacture*, 220(7), 1211–1216. <https://doi.org/10.1243/09544054JEM473SC>
- Ene, S., & Öztürk, N. (2017). Grey modelling based forecasting system for return flow of end-of-life vehicles. *Technological Forecasting & Social Change*, 115, 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.09.030>
- Evangelopoulos, P., Sophonrat, N., Jilvero, H., & Yang, W. (2018). Investigation on the low-temperature pyrolysis of automotive shredder residue (ASR) for energy recovery and metal recycling. *Waste Management*, 507–515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.048>
- Ferrão, P., & Amaral, J. (2006). Assessing the economics of auto recycling activities in relation to European Union Directive on end of life vehicles. *Technological Forecasting and Social Change*, 73(3), 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2004.03.010>
- Ferrão, P., Nazareth, P., & Amaral, J. (2006). Strategies for Meeting EU End-of-Life Vehicle Reuse/Recovery Targets. *Journal of Industrial Ecology*, 10(4), 77–93. <https://doi.org/10.1162/jiec.2006.10.4.77>

- Fiore, S., Ruffino, B., & Zanetti, M. C. (2012). Automobile Shredder Residues in Italy: Characterization and valorization opportunities. *Waste Management*, 32(8), 1548–1559. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.026>
- Fonseca, A. S., Nunes, M. I., Matos, M. A., & Gomes, A. P. (2013). Environmental impacts of end-of-life vehicles' management: Recovery versus elimination. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 1374–1385. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0585-1>
- Forslind, K. H. (2008). The effect of a premium in the Swedish car scrapping scheme: an econometric study. *Environmental Economics and Policy Studies*, 9, 43–55. <https://doi.org/10.1007/s10018-007-0138-6>
- Forton, O. T., Harder, M. K., & Moles, N. R. (2006). Value from shredder waste: Ongoing limitations in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 46, 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2005.06.007>
- Gołębiewski, B., Trajer, J., Jaros, M., & Winiczenko, R. (2013). Modelling of the location of vehicle recycling facilities: A case study in Poland. *Resources, Conservation and Recycling*, 80, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.07.005>
- Ignatenko, O., van Schaik, A., & Reuter, M. A. (2008). Recycling system flexibility: the fundamental solution to achieve high energy and material recovery quotas. *Journal of Cleaner Production*, 16(4), 432–449. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.07.048>
- Inghels, D., Dullaert, W., Raa, B., & Walther, G. (2016). Influence of composition, amount and life span of passenger cars on end-of-life vehicles waste in Belgium: A system dynamics approach. *Transportation Research Part A*, 91, 80–104. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2016.06.005>
- Mazzanti, M., & Zoboli, R. (2006). Economic instruments and induced innovation: The European policies on end-of-life vehicles. *Ecological Economics*, 58(2), 318–337. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.06.008>
- Muñoz, I., Rieradevall, J., Domènech, X., & Gazulla, C. (2006). Using LCA to assess eco-design in the automotive sector: Case study of a polyolefinic door panel. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 323–334. <https://doi.org/10.1065/lca2005.05.207>
- Müssig, J., Schmehl, M., von Buttlar, H. B., Schönfeld, U., & Arndt, K. (2006). Exterior components based on renewable resources produced with SMC technology-Considering a bus component as example. *Industrial Crops and Products*, 24, 132–145. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2006.03.006>
- Notarnicola, M., Cornacchia, G., De Gisi, S., Di Canio, F., Freda, C., Garzone, P., Martino, M., Valerio, V., & Villone, A. (2017). Pyrolysis of automotive shredder residue in a bench scale rotary kiln. *Waste Management*, 65, 92–103. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.002>
- Nowakowski, P. (2013). Reuse of automotive components from dismantled end of life vehicles. *Transport Problems*, 8(4), 17–25.
- Ochotnický, P., Kácer, M., & Alexy, M. (2017). Sustainability of the ELV processing system in the Slovak Republic and forecasting of waste streams from the operation of passenger motor vehicles. *Waste Forum*, 452–467.
- Orsato, R. J., den Hond, F., & Clegg, S. R. (2002). The Political Ecology of Automobile Recycling in Europe. *Organization Studies*, 23(4), 639–665. <https://doi.org/10.1177/0170840602234006>
- Passarini, F., Ciacci, L., Santini, A., Vassura, I., & Morselli, L. (2012). Auto shredder residue LCA: implications of ASR composition evolution. *Journal of Cleaner Production*, 23(1), 28–36. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.028>
- Redin, L., Niinipuu, M., & Jansson, S. (2017). Occurrence of brominated diphenyl ethers, dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in foam materials in scrapped car seats from 1985 to 2012. *Waste Management*, 61, 300–306. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.010>
- Rosa, P., & Terzi, S. (2016). Comparison of current practices for a combined management of printed circuit boards from different waste streams. *Journal of Cleaner Production*, 137, 300–312. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.089>
- Ruffino, B., Fiore, S., & Zanetti, M. C. (2014). Strategies for the enhancement of automobile shredder residues (ASRs) recycling: Results and cost assessment. *Waste Management*, 34, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.09.025>
- Smith, M., & Crotty, J. (2008). Environmental regulation and innovation driving ecological design in the UK automotive industry. *Business Strategy and the Environment*, 17, 341–349.

- Srogi, K. (2008). An overview of current processes for the thermochemical treatment of automobile shredder residue. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 10, 235–244. <https://doi.org/10.1007/s10098-007-0103-x>
- Wilts, H., Bringezu, S., Bleischwitz, R., Lucas, R., & Wittmer, D. (2011). Challenges of metal recycling and an international covenant as possible instrument of a globally extended producer responsibility. *Waste Management and Research*, 29(9), 902–910. <https://doi.org/10.1177/0734242X11415311>

Anexo II - Questões comuns a todas as entrevistas realizadas

Sistema de gestão de VFV e instrumentos de política de ambiente

1. Quais são, no seu entender, os pontos fortes e pontos fracos do sistema gerido pela Valorcar, o qual tem por base a Diretiva Europeia de VFV (transposta para legislação nacional pelo Decreto-Lei n.º 196/2003, posteriormente revogado pelo Decreto-Lei n.º 152-D/2017)?
2. Que medidas ou instrumentos poderiam ser aplicados para melhorar/complementar a Diretiva 2000/53/CE?
3. Tem conhecimento de medidas/instrumentos complementares já existentes a nível nacional ou internacional?
3.1. Se sim, como avalia o seu desempenho? Poderiam ser melhorados?
4. Considera que a Diretiva 2000/53/CE permitiu fortalecer a comunicação e troca de ideias entre os fabricantes e os centros de desmantelamento/fragmentação?

Propostas de indicadores de circularidade

1. A percentagem de material reciclável que compõe a massa do veículo e a percentagem de material reciclado que compõe a massa do veículo constituem indicadores pertinentes para medir o enquadramento do sector automóvel na economia circular, ao nível do *design*? Que dificuldades poderão estar associadas?
2. O número de peças/materiais enviados para reutilização poderá constituir um indicador pertinente para a medição do enquadramento do sector automóvel na economia circular, ao nível do fim de vida? Que dificuldades poderão estar associadas?
3. A quantidade de material utilizado no fabrico de um veículo, por tipo de material, poderá constituir um indicador viável para medir os esforços dos fabricantes na adoção de materiais que facilitem o desmantelamento e a reciclagem? Que dificuldades poderão estar associadas?
4. Que outros indicadores e medidas poderiam ser pertinentes e eficientes na medição deste enquadramento?

Anexo III - Questões direcionadas ao inquirido da entidade gestora de VFV

Sistema de gestão de VFV e instrumentos de política de ambiente

1. O sector automóvel encontra-se organizado numa estrutura hierárquica, em que os fabricantes automóveis ocupam o lugar de topo, possuindo uma posição de controlo sobre os restantes agentes?
2. Enquanto entidade gestora dos VFV, esta entidade apresenta também um papel de mediadora entre os fabricantes e as instalações de tratamento autorizadas ou foca-se essencialmente no controlo e monitorização do funcionamento do sistema?
3. Tem conhecimento de algum caso a nível internacional que seja de destacar como exemplo do seu bom desempenho no cumprimento da Diretiva 2000/53/CE?
 - 3.1. E em termos de enquadramento na economia circular?
4. Considera que existem vantagens na adoção de um acordo voluntário no sector automóvel que não existem no atual sistema construído sobre a Diretiva 2000/53/CE?
 - 4.1. Quais?
 - 4.2. E desvantagens?
5. Numa perspetiva de eficiência ambiental, os acordos voluntários revelam-se eficazes no cumprimento dos objetivos pretendidos?
6. As exportações de veículos representam um problema para o sistema neste momento?
 - 6.1. Se sim, de que modo?
7. Os “sucateiros” não licenciados constituem ainda um problema significativo na realidade portuguesa?
8. Quais têm sido as ações da entidade gestora no sentido de promover a investigação e o desenvolvimento de novos métodos e ferramentas de desmantelamento, de separação dos materiais resultantes da fragmentação e de soluções de reciclagem dos componentes e materiais dos VFV?
9. Existe algum outro tipo de instrumento de política de ambiente, utilizado a nível internacional, que tenha complementado a diretiva de uma maneira vantajosa?
10. Após a implementação do Imposto Único de Circulação, ocorreram alterações significativas no número de VFV entregues para abate anualmente?
11. Justifica-se uma complementaridade do Imposto Único de Circulação com um sistema de depósito-reembolso?
12. Após a implementação do Imposto Único de Circulação, o abandono de veículos permanece ainda um problema significativo?

Fabrico de veículos

13. Na sua opinião, os fabricantes estão a dedicar mais importância ou a investir mais no *design* para a reutilização e reciclagem?
14. Com a implementação da Diretiva 2000/53/CE, considera que os fabricantes automóveis têm efetuado esforços no sentido de facilitar que sejam atingidos os objetivos quantitativos de reutilização/reciclagem e de reutilização/valorização?

14.1. Se sim, quais são esses esforços?

14.2. Serão suficientes?

Reutilização, reciclagem e valorização

15. A ideia de reutilização e recondicionamento das suas peças originais é pouco aceite pelos fabricantes automóveis?

16. Que tipo de instrumento poderia auxiliar o aumento da incorporação de peças reutilizadas ou recicladas em veículos novos?

17. As tecnologias pós-fragmentação estão a ser mais utilizadas como o método preferencial para alcance das metas referidas anteriormente em oposição ao *design* para desmantelamento?

17.1. Se sim, qual a razão?

18. O que acontece aos veículos que não se encontram abrangidos pela Diretiva 2000/53/CE?

19. Os equipamentos eletrónicos dos veículos são encaminhados para uma entidade gestora?

19.1. Se não, qual a razão?

20. No presente, os plásticos provenientes de um veículo são maioritariamente encaminhados para aterro ou valorizados quer por reciclagem quer por incineração?

21. Estão a ocorrer progressos significativos na capacidade de reciclagem dos plásticos provenientes de veículos?

22. Considera que atualmente existe um mercado viável e lucrativo para os plásticos reciclados de um veículo?

Economia circular e propostas de indicadores de circularidade

23. Para além do ecovalor, que outro tipo de instrumento económico poderia ser utilizado para aumentar a circularidade no setor automóvel?

24. A Holanda colocou uma taxa de reciclagem sobre o preço de compra de um carro, sendo o lucro da taxa enviado para desmanteladoras e recicladoras no sentido de auxiliar nos custos de reciclagem. Um instrumento destes teria a capacidade de impulsionar o mercado do plástico reciclado?

25. A criação de um rótulo ecológico, baseado por exemplo na percentagem de material reciclável que compõe a massa do veículo e na percentagem de material reciclado que compõe a massa do veículo, teria capacidade de incentivar à ocorrência de um maior número de esforços para a inovação?

25.1. Na sua opinião, este rótulo influenciaria a decisão do consumidor no ato de compra?

Anexo IV - Questões direcionadas aos inquiridos do fabricante automóvel

Instrumentos de política de ambiente

1. Considera que a adoção de acordos voluntários no sector automóvel em oposição à implementação de legislação se revelaria mais benéfica para a gestão da problemática dos veículos em fim de vida?
 - 1.1. Se sim, porquê?
 - 1.2. E quais as desvantagens que identifica?

Fabrico de veículos

1. Na sua opinião, o fabricante automóvel em questão está a dedicar mais importância ou a investir mais no *design* para desmantelamento, reutilização e reciclagem desde a implementação da Diretiva 2000/53/CE?
2. Observam a preocupação referida anteriormente nas restantes empresas concorrentes?
3. Quais as estratégias adotadas pelo fabricante automóvel em questão para facilitar o desmantelamento, a reutilização e a reciclagem?
4. Os veículos produzidos são inteiramente fabricados a partir de materiais novos ou ocorre a introdução de peças reutilizadas ou recicladas?
5. A integração de material reciclado em veículos tem vindo a aumentar ou mantém-se estável desde a implementação da Diretiva?
6. Como encaram a ideia de reutilização e recondicionamento de peças para utilização em novos veículos?
7. De momento, qual o maior impedimento na incorporação de peças reutilizadas ou recicladas em veículos novos?
8. A incorporação de peças reutilizadas ou recicladas em veículos novos apresenta benefícios em termos de custos em comparação com a utilização de peças novas?
9. Que tipo de instrumento poderia auxiliar o aumento da incorporação de peças reutilizadas ou recicladas em veículos novos?
10. O fabricante automóvel tem efetuado esforços no sentido de evitar a introdução de substâncias perigosas, em particular, o chumbo, mercúrio, cádmio e crómio hexavalente nas aplicações em que essa aplicação ainda é permitida pela Diretiva 2000/53/CE?
 - 10.1. Se sim, tem sentido dificuldades em evitar essa introdução?
11. Na sua opinião, quais são neste momento os principais desafios que a indústria automóvel enfrenta no *design* de veículos para que sejam mais facilmente desmantelados e reciclados?
12. Seria viável considerar uma redução da diversidade de materiais plásticos utilizados nos veículos?
13. Tendo em conta os impactes no ciclo de vida de um veículo, os objetivos em termos de redução emissões de poluentes atmosféricos poderão constituir uma séria barreira para uma maior adoção de materiais mais facilmente recicláveis?

Economia circular e propostas de indicadores de circularidade

14. No sentido de um maior enquadramento numa economia circular, considera possível ou viável a transição do mercado automóvel para um negócio baseado maioritariamente não na venda dos veículos enquanto um produto, mas sim como um serviço?
15. A criação de um rótulo ecológico baseado, por exemplo, na percentagem de material reciclável que compõe a massa de um veículo ou na percentagem de material reciclado que compõe a massa de um veículo, teria a capacidade de incentivar à ocorrência de um maior número de esforços para a inovação por parte do fabricante?
 - 15.1. Na sua opinião, um rótulo ecológico deste género teria a capacidade de influenciar a decisão do consumidor no ato de compra?

Anexo V - Questões direcionadas aos inquiridos dos centros de desmantelamento e de desmantelamento/fragmentação

Produção

1. Na sua opinião, os fabricantes estão a dedicar mais importância/ou a investir mais no *design* para a reutilização e reciclagem desde a implementação da Diretiva 2000/53/CE? Quer destacar algum caso exemplar que ilustre esse esforço?
2. Pensando no paradigma da economia circular, o que podiam os fabricantes fazer mais ou alterar para facilitar uma maior reutilização e reciclagem dos VFV?
3. Que tipo de instrumentos/medidas podiam ser implementados para incentivar os produtores a fazer veículos com mais material secundário incorporado, mais reutilizáveis e recicláveis?

Recolha/Entrega

4. Qual foi, na sua opinião, o(s) factor(es) que mais contribuíram para a diminuição do número de VFV abandonados em Portugal?
5. A exportação de VFV é um problema significativo em Portugal?
6. Que outro tipo de medidas ou instrumentos poderiam contribuir para uma maior entrega de VFV?

Desmantelamento, reutilização, reciclagem e valorização

7. O desmantelamento após despoluição é um processo economicamente viável? Recebem algum auxílio financeiro para reduzir estes custos?
8. Dos resíduos removidos no processo de descontaminação, quais os mais problemáticos em termos de reciclagem/valorização?
9. As componentes de plástico têm atualmente um destino de reciclagem, ou este ainda é um desafio importante?
10. A remoção de componentes suscetíveis de reutilização como peças em segunda mão tem alguma expressão?
 - a. Como funciona este circuito e quais os principais problemas?
11. A ideia de reutilização e acondicionamento das peças originais é ainda pouco aceite pelos fabricantes automóveis?
12. O sistema IDIS tem-se revelado um sistema funcional para facilitar o desmantelamento e valorização das diversas componentes dos VFV?
13. Os “sucateiros” não licenciados constituem ainda um problema significativo na realidade portuguesa?
14. Que outros desafios se colocam aos desmanteladores de VFV?

Fragmentação (somente para o centro de desmantelamento/fragmentação)

15. As tecnologias pós-fragmentação estão a ser mais utilizadas como o método preferencial para alcance das metas da Diretiva em detrimento do *design* para desmantelamento?
 - 15.1. Se sim, qual a razão?
16. Quais os destinos que estão a ser dados atualmente aos resíduos de fragmentação?

17. Quais os principais problemas para a valorização dos resíduos de fragmentação?
18. Tem conhecimento de algum projeto de investigação que esteja a decorrer sobre a reciclagem dos resíduos de fragmentação?

Anexo VI - Questões direcionadas ao inquirido da organização não governamental de ambiente

Sistema de gestão de VFV

1. O que despertou a atenção da organização para a possibilidade de uma parte dos veículos enviados cuja matrícula é cancelada apresentar um destino duvidoso?
2. O que considera que esteja a acontecer para que matrículas sejam canceladas sem que seja emitido o certificado de destruição do veículo? Foi apresentada alguma justificação para esses cancelamentos?
3. Quais as tipologias de cancelamento de matrícula de um veículo que consideraram apresentar resultados duvidosos e qual a razão para tal?
4. Qual o verdadeiro destino que consideram que esteja a ser dado a estes veículos de paradeiro desconhecido?
5. Na sua opinião, que soluções podem ser propostas para a resolução deste problema?
6. Identifica outros problemas no sistema de gestão de VFV?

Anexo VII - Questões direcionadas aos inquiridos das duas entidades da administração central

Economia circular

1. Na sua opinião, quais são os principais desafios para a integração do sector automóvel numa economia circular?
2. Quais poderão ser as grandes dificuldades para a concretização de um “ciclo fechado” no sector automóvel?
3. Que medidas se poderiam implementar para potenciar a economia circular dentro do sector automóvel, ao nível de:
 - 3.1. *Design*
 - 3.2. Manufaturação
 - 3.3. Comercialização
 - 3.4. Utilização
 - 3.5. Fim-de-vida

Novos Modelos de Negócio

1. Quais os maiores desafios para a transição do veículo como um produto para um serviço?
2. Que incentivos podem ser utilizados para estimular uma transição do uso do veículo enquanto um produto para um serviço (ex: lugares prioritários para veículos de *carsharing*)?
 - 2.1. A nível dos fabricantes automóveis ou outros intervenientes
 - 2.2. Das empresas (qualquer empresa, não tem que ser relacionada com os automóveis)
 - 2.3. Governamental

Extensão do Ciclo de Vida

1. A introdução de garantias mais prolongadas poderá ser um meio funcional de garantir que os fabricantes consideram a extensão do tempo de vida dos seus veículos?
2. A duração das peças/materiais poderá ser um indicador pertinente a ser medido (*e.g.*, duração inicial do motor, duração por reutilização ou reparação, duração por reciclagem)?

Propostas de Indicadores de circularidade

Manufaturação

1. A quantidade de componentes que possui características de perigosidade num veículo é um fator pertinente a ser medido?

Utilização

2. A quantidade de serviços alternativos de um veículo disponibilizadas pelo fabricante poderá ser útil para perceber a integração de novos modelos de negócio na fase de utilização (*e.g.*, alugar de veículos)?

Fim de vida

3. A eficiência de reciclagem dos veículos poderá constituir um indicador pertinente (este indicador deveria fazer a distinção entre a percentagem de materiais ferrosos e a percentagem de outros materiais)?

Anexo VIII - Questões direcionadas ao inquirido de uma das entidades da administração central (2ª entrevista)

Cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE

Categoria “recolha”

1. Quem são as autoridades competentes que devem assegurar o cumprimento do seguinte objetivo: “Os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para garantir o reconhecimento e aceitação mútuos, por parte das autoridades competentes, dos certificados de destruição emitidos noutros Estados-Membros”?
2. Como se procede a exportação de veículos? Existe alguma identidade que controle a exportação de veículos para dentro e/ou fora da União Europeia?

Categoria “Tratamento”

3. Os centros de desmantelamento e de fragmentação recebem algum incentivo para aderirem a sistemas de gestão ambiental?
4. Segundo o objetivo n.º 1 do tratamento, os veículos em fim de vida devem ser armazenados e tratados de maneira a que não sejam criados: riscos para a água, ar, solo ou fauna; incómodos por ruído ou cheiros; danos aos locais e às paisagens. Os requisitos mínimos da Diretiva 2000/53/CE por si só têm capacidade de assegurar as condições anteriormente referidas? De que outra forma estas questões são asseguradas?

Categoria “reutilização e valorização”

5. O que é que tem sido feito para incentivar quer a reutilização efetiva das componentes reutilizáveis, quer a valorização por reciclagem?
6. Qual a razão para as metas nacionais de 2016 e 2017 não se encontrarem disponíveis ao público?

Categoria “relatório e informações”

7. De três em três anos, tem sido enviado um relatório à Comissão Europeia sobre a execução da Diretiva 2000/53/CE?
8. Qual a entidade que tem o dever de enviar esse relatório?
9. A Comissão Europeia fornece algum feedback relativamente a esse relatório ou é algo meramente administrativo?
10. Qual a razão para o objetivo relativo ao envio trianual de um relatório aparecer de forma explícita no Decreto-Lei n.º 196/2003, porém não constar no Decreto-Lei n.º 152-D/2017?
11. O objetivo n.º 2 está a ser cumprido?

Categoria “Execução”

12. Pode-se considerar que Portugal não cumpriu o objetivo n.º 1 da execução, visto que o decreto-lei só entrou em vigor a 2003?
13. O objetivo n.º 2 foi cumprido? Onde se encontra disponível informação que permita confirmar esse cumprimento?

Propostas de melhoria ao sistema de gestão de veículos em fim de vida

1. Seria pertinente alargar o âmbito da diretiva europeia a todos os veículos motorizados?

2. Existiriam vantagens se o licenciamento dos centros de desmantelamento fosse realizado pela Valorcar ou com o seu parecer? E se no ato de licenciamento os centros passassem a integrar diretamente a Rede Valorcar?
3. Seria pertinente sugerir a remoção da não utilização de veículos em via pública como exceção para o cancelamento de matrícula com obrigatoriedade de apresentação de um certificado de destruição?
4. Seria pertinente sugerir uma limitação ou aumento do rigor nos licenciamentos, de modo a prevenir que a qualidade do tratamento não diminua por aumento da competição?
5. Os equipamentos elétricos e eletrónicos de veículos devem passar a ser abrangidos pelo fluxo de resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos?
6. Na sua opinião, existe alguma outra medida que fosse pertinente propor?

Propostas de indicadores de circularidade

Design

1. Em termos da obtenção de dados para o indicador “material reciclado num veículo”, existe alguma obrigação de fornecimento destes dados por parte dos fabricantes? Caso não exista obrigação, ainda assim existe divulgação desta informação?
2. O indicador “perigosidade de componentes/peças” é viável em termos de obtenção de dados para a medição?

Utilização

1. Seria pertinente a utilização do indicador “modelos de negócio alternativos disponibilizados pelos fabricantes”? Que dificuldades poderão estar associadas?
2. Seria pertinente a utilização do indicador “adesão a modelos de negócios alternativos”? Que dificuldades poderão estar associadas?
3. Seria pertinente a utilização do indicador “duração média de uma peça automóvel ou veículo”? Que dificuldades poderão estar associadas?

Fim de vida

1. Seria pertinente a utilização do indicador “componentes enviadas para reutilização”? Que dificuldades poderão estar associadas?
2. Seria pertinente a utilização do indicador “taxa de reciclagem total e por componente”? Que dificuldades poderão estar associadas?
3. Seria pertinente a utilização do indicador “VFV que não foram encaminhados para centros de tratamento licenciados”? Que dificuldades poderão estar associadas?
4. Seria pertinente a utilização do indicador “quantidade de materiais utilizados nos veículos que voltam a entrar na cadeia de produção”? Que dificuldades poderão estar associadas?
5. Seria pertinente a utilização do indicador “custos de desmantelamento”? Que dificuldades poderão estar associadas?
6. Seria pertinente a utilização do indicador “número de peças facilmente separadas”? Que dificuldades poderão estar associadas?

Outras questões

7. O n.º 4 do artigo 21.º do Decreto-Lei n.º 64/2008, de 8 de abril, refere que eventuais fabricantes materiais e de equipamentos para veículos devem enviar anualmente um relatório relativo às ações levadas a cabo no âmbito dos objetivos dos três objetivos referidos. A entidade em questão da administração central encontra-se a receber relatórios por parte de fabricantes ou importadores automóveis?
8. Quem são as entidades de homologação dos veículos a nível internacional?
9. Que mecanismos se encontram atualmente implementados em termos de rastreabilidade dos veículos?
10. Seria importante a existência de uma maior articulação da Valorcar com outras entidades gestoras?
11. Tem conhecimento de situações pouco claras quanto ao destino de salvados na posse de seguradoras?

Anexo IX - Questões direcionadas ao inquirido da entidade gestora do fluxo de VFV (2ª entrevista)

Cumprimento dos objetivos da Diretiva 2000/53/CE

Categoria “prevenção”

1. Faz sentido avaliar a prevenção no sistema de gestão português, tendo em atenção que os fabricantes em território nacional dedicam maioritariamente a sua produção para exportação?
2. A quem pertence a função de assegurar que os veículos não estão a ser produzidos com materiais que não devem ser utilizados? Efetivamente, em Portugal, alguém confere ou este processo ocorre somente nos países cujos carros importamos?

Categoria “recolha”

3. Há algum sistema de recolha de peças provenientes da reparação de veículos particulares e que constituam resíduos?
 - 3.1. Se não, qual a razão?
 - 3.2. O que poderia ser feito para que um sistema deste tipo fosse implementado? Quais as dificuldades a serem enfrentadas?
4. Qual a metodologia utilizada para se assegurar que existe uma disponibilização adequada de instalações de recolha no território?
5. Como é que se consegue assegurar que os centros de desmantelamento estão a agir em conformidade com o princípio da entrega gratuita dos veículos?
6. Quem são as autoridades competentes que devem assegurar o cumprimento do seguinte objetivo: “Os Estados-Membros devem tomar as medidas necessárias para garantir o reconhecimento e aceitação mútuos, por parte das autoridades competentes, dos certificados de destruição emitidos noutros Estados-Membros”?
7. Qual a justificação para o incumprimento das metas de recolha impostas à entidade gestora?

Categoria “tratamento”

1. Os centros de desmantelamento e de fragmentação recebem algum incentivo para aderirem a sistemas de gestão ambiental?
2. Segundo o objetivo n.º 1 desta categoria, os veículos em fim de vida devem ser armazenados e tratados de maneira a que não sejam criados: riscos para a água, ar, solo ou fauna; incómodos por ruído ou cheiros; danos aos locais e às paisagens. Os requisitos mínimos por si só da diretiva asseguram estas questões? De que outra forma estas questões são asseguradas?
3. Um dos objetivos das visitas não anunciadas da entidade gestora é assegurar o cumprimento destes requisitos mínimos? Ou assume-se que a partir do momento em que o centro está licenciado esses requisitos mínimos são mantidos?
4. De que modo é que se consegue averiguar o cumprimento do objetivo n.º 3?

Categoria “reutilização e valorização”

1. O que tem sido feito para incentivar quer a reutilização efetiva das componentes reutilizáveis, quer a valorização por reciclagem?

Categoria “normas de codificação/informação de desmantelamento”

1. Quem garante que são utilizadas normas de codificação de componentes e materiais, em especial para facilitar a identificação dos componentes e materiais passíveis de reutilização e valorização? Isto aplica-se ao caso de Portugal?
2. Quem assegura que os produtores fornecem informações de desmantelamento para cada tipo de novo veículo colocado no mercado no prazo de seis meses após a sua comercialização?
3. Como é garantido que os fabricantes de componentes utilizados em veículos facultam às instalações de tratamento autorizadas, na medida em que estas o solicitem, as devidas informações sobre o desmantelamento, a armazenagem e o controlo dos componentes que podem ser reutilizados? O IDIS é elaborado unicamente pelos fabricantes automóveis ou conta com a participação de fabricantes de componentes?

Categoria “relatório e informações”

1. O objetivo n.º 2 está a ser cumprido? Onde se encontra disponível informação que permita confirmar esse cumprimento?

Economia Circular

1. Na sua opinião, quais são os principais desafios para a integração do sector automóvel numa economia circular?
2. O que pode ser feito ou alterado para potenciar o sector automóvel dentro da economia circular?
3. O que poderia ser feito para aumentar a rastreabilidade dos veículos e suas peças?

Indicadores de Circularidade

Design

3. Em termos da obtenção de dados para o indicador “material reciclado num veículo”, existe alguma obrigação de fornecimento destes dados por parte dos fabricantes? Caso não exista obrigação, ainda assim existe divulgação desta informação?
4. O indicador “perigosidade de componentes/peças” é viável em termos de obtenção de dados para a medição?

Utilização

3. Seria pertinente a utilização do indicador “modelos de negócio alternativos disponibilizados pelos fabricantes”? Que dificuldades poderão estar associadas?
4. Seria pertinente a utilização do indicador “adesão a modelos de negócio alternativos”? Que dificuldades poderão estar associadas?
5. Seria pertinente a utilização do indicador “duração média de uma peça automóvel ou veículo”? Que dificuldades poderão estar associadas?

Fim de vida

1. Seria pertinente a utilização do indicador “componentes enviadas para reutilização”? Que dificuldades poderão estar associadas?
2. Seria pertinente a utilização do indicador “taxa de reciclagem total e por componente”? Que dificuldades poderão estar associadas?
3. Seria pertinente a utilização do indicador “VFV que não foram encaminhados para centros de tratamento licenciados”? Que dificuldades poderão estar associadas?
4. Seria pertinente a utilização do indicador “quantidade de materiais utilizados nos veículos que voltam a entrar na cadeia de produção”? Que dificuldades poderão estar associadas?
5. Seria pertinente a utilização do indicador “custos de desmantelamento”? Que dificuldades poderão estar associadas?
6. Seria pertinente a utilização do indicador “número de peças facilmente separadas”? Que dificuldades poderão estar associadas?

Outras questões

1. Qual a razão para os equipamentos eletrónicos surgirem classificados como componentes perigosas no guia de desmantelamento elaborado pela entidade gestora?
2. Na primeira entrevista realizada, foi referido que se estava a repensar a Diretiva 2000/53/CE para se incluir mais tipos de veículos. Essa revisão já saiu ou ainda é algo que está a ser meramente falado? Onde é possível encontrar essa informação?
3. A atribuição da capacidade de licenciamento à entidade gestora traduzir-se-ia em benefícios para o sistema de gestão?
4. Seria vantajosa e possível uma maior articulação com entidades gestoras de outros fluxos específicos?